目　　录

绪论 …… (1)

第一篇　原生环境水文地质

第一章　表生环境中元素的迁移与分布 …… (5)
第一节　自然环境中元素的迁移 …… (5)
第二节　腐殖质在环境中的形成、分布与作用 …… (10)
第三节　地质环境与健康 …… (12)
第二章　水文地球化学环境的地带性特征及地方病病带 …… (16)
第一节　水文地球化学环境的地带性特征 …… (16)
第二节　生物地球化学地方病病带 …… (18)
第三章　地质环境与地方病 …… (21)
第一节　地质环境与地方性甲状腺肿 …… (21)
第二节　地质环境与地方性氟病 …… (24)
第三节　地质环境与大骨节病 …… (27)
第四节　地质环境与克山病 …… (33)
第五节　地质环境与心血管病及其它地方性疾病 …… (36)
第四章　原生环境水文地质的研究方法 …… (39)
第一节　原生环境水文地质的研究方法 …… (39)
第二节　地方性疾病的防治 …… (41)

第二篇　人为环境水文地质

第五章　地下水污染概论 …… (43)
第一节　地下水污染的概念 …… (43)
第二节　地下水污染源及污染物 …… (44)
第三节　地下水污染方式及污染途径 …… (47)
第六章　污染物在地质环境里的水文地球化学效应 …… (51)
第一节　影响污染物迁移的水文地球化学效应 …… (51)
第二节　主要污染物的相对迁移能力及其主要衰减机理 …… (55)
第三节　等温吸附方程及污染物迁移的迟后现象 …… (56)
第七章　地下水系统的污染及污染机理 …… (59)
第一节　地下水系统的氮污染及污染机理 …… (59)
第二节　微量金属污染及污染机理 …… (64)

第三节　微量非金属污染及污染机理 …………………………………………… (67)
第四节　有机化合物的污染及污染机理 ………………………………………… (69)
第五节　微生物污染及污染机理 ………………………………………………… (72)
第六节　地下水盐污染及污染机理 ……………………………………………… (74)
第八章　污染物在地下水中的运移、数学模型及污染预测 ……………………… (79)
第一节　污染物在地下水中的运移 ……………………………………………… (79)
第二节　溶质在地下水中运移的数学模型 ……………………………………… (83)
第三节　地下水水质污染的预测 ………………………………………………… (86)
一、解析法 ………………………………………………………………… (86)
二、数值法 ………………………………………………………………… (91)
三、污染地下水边界的推进预测 ………………………………………… (102)
四、水源地水质污染的预测 ……………………………………………… (103)
第九章　废物处理的环境水文地质问题 ……………………………………… (108)
第一节　污水土地处理 ………………………………………………………… (109)
第二节　固体废物的土地处理 ………………………………………………… (112)
第三节　放射性废物处理 ……………………………………………………… (112)

第三篇　环境水文地质研究方法

第十章　环境水文地质勘查 …………………………………………………… (114)
第一节　环境水文地质勘查概述 ……………………………………………… (114)
第二节　环境水文地质调查 …………………………………………………… (115)
第三节　环境水文地质勘探 …………………………………………………… (120)
第四节　环境水文地质试验 …………………………………………………… (121)
第五节　环境水文地质监测（地下水质监测） ………………………………… (133)
第六节　资料整理与环境水文地质勘查成果 ………………………………… (135)
第十一章　地下水环境质量评价 ……………………………………………… (139)
第一节　地下水环境质量现状评价 …………………………………………… (139)
一、评价因子的选择和评价标准 ………………………………………… (139)
二、一般统计法（浓度法） ……………………………………………… (140)
三、指数法 ………………………………………………………………… (140)
四、坐标法 ………………………………………………………………… (143)
五、数理统计法 …………………………………………………………… (144)
六、模糊数学法 …………………………………………………………… (147)
七、灰色聚类法 …………………………………………………………… (151)
第二节　地下水环境影响评价 ………………………………………………… (153)
第十二章　地下水环境的保护与管理 ………………………………………… (159)
第一节　地下水水质防护 ……………………………………………………… (159)
第二节　地下水污染综合防治 ………………………………………………… (162)

第三节　地下水管理……………………………………………………………………（164）
附录一　生活饮用水水质标准（GB5749-85）……………………………………………（170）
附录二　地下水环境质量模糊数学法评价电算程序………………………………………（171）
附录三　地下水质有限单元法数值模拟电算程序…………………………………………（174）
符号说明及量纲……………………………………………………………………………（181）
主要参考文献………………………………………………………………………………（183）

绪　论

一、环境水文地质学的概念

“环境水文地质学”作为中国学者最早提出的术语，70年代中期见于有关文献，作为一门新兴边缘学科，近几年才逐渐形成并得到迅速发展。

从“环境”一词的通用含义来讲，与某一中心事物有关的周围事物，就是这个事物的环境。环境科学研究的环境主要是以人类为主体的外部自然环境。所谓自然环境，是指人类周围的各种自然因素的总和，其环境要素主要是水、大气、生物、岩石和土壤。地下水是水环境的重要组成部分，是基本的环境要素。随着环境问题的日益突出，在水文地质科学和环境科学的基础上便产生和发展起来一门新兴边缘学科——环境水文地质学。它是水文地质学的一个分支，也是环境科学尤其是环境地学的一个组成部分。

关于环境水文地质学的确切概念和研究内容目前尚未统一，但多数人认为：环境水文地质学是以水文地质学（特别是水文地球化学）的基本理论为基础，研究水文地质环境与环境质量关系的一门学科。换句话说，环境水文地质学是研究与地下水有关的、在天然条件或人为因素作用下产生的、与人体健康或人类生活及生产活动相关的各种环境水文地质问题，进而进行防护、改善和治理的一门科学。它不仅研究人为水文地质环境对环境质量的影响，也研究天然水文地质环境对环境质量的影响，它不仅研究地下水水质对环境质量的影响，而且也研究人为开采地下水对环境质量的影响，还要从保护和改善人类环境的观点出发，以如何保护和改善水文地质环境以利于人类生存和发展为最终目的进行研究。

二、环境水文地质学的研究内容

关于环境水文地质学研究内容和范畴，目前有不同看法，存在狭义的和广义的环境水文地质学两种观点。前者认为环境水文地质学应主要研究地下水质对环境质量的影响，如与地下水质有关的地方病、人类活动造成的地下水污染等；后者认为凡是水文地质因素为主导（或重要）因素引起的环境问题，都应是环境水文地质学研究的内容，如与水文地质环境有关的地方病、人类活动引起的地下水污染，与开发（疏干）地下水有关的环境水文地质问题（如地面沉降、地面塌陷、海水人侵、以泉水为中心的风景点的破坏等）、液体及固体废物排放（处理）工程的水文地质问题、水利工程引起地下水位上升导致的土壤盐碱化和沼泽化等。

大多数人认为，环境水文地质学的研究内容可分为天然（原生）的和人为（次生）的环境水文地质问题两大类（图 0-1）。

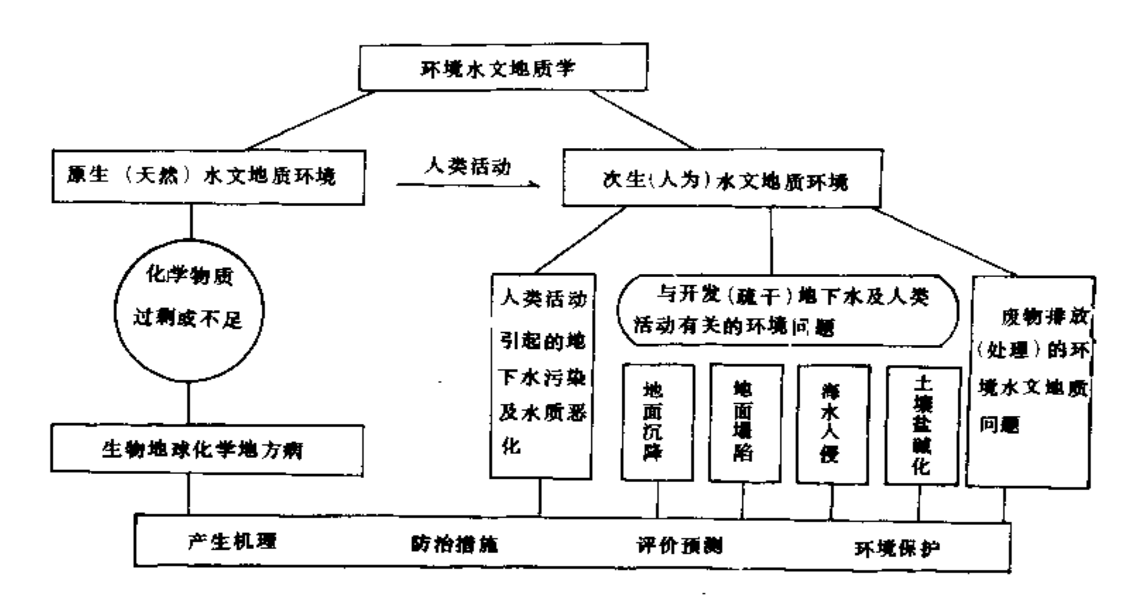


图 0-1　环境水文地质学的主要研究内容及任务

（一）天然（原生）环境水文地质问题

天然（原生）环境水文地质问题，也称第一环境问题，是天然条件下由自然因素形成的。如天然水文地质环境与地方病的关系（又称病理环境水文地质学或医学环境水文地质）、原生盐碱化和沼泽化等。它的主要研究内容为天然地下水动力场和化学场与人类健康（主要是地方病）的关系，着重研究生命必需组分和有毒有害组分的来源、迁移、聚集规律，研究地方病和异常生理状态分布规律与水文地质环境的关系，研究病因、防病改水，寻找优质水源、进行天然地下水环境质量评价等。

（二）人为（次生）环境水文地质问题

人为环境水文地质问题，又称次生环境水文地质问题或第二环境问题，是指人类活动所造成的对环境的污染、破坏和其它一些不良影响。这方面的问题可归纳为三类：

1. 人为活动引起的地下水污染或水质恶化。主要研究内容包括污染物来源，污染途径和方式，污染机理，污染物的分布、迁移、转化和聚集规律，地下水污染监控、预测、质量评价，水文地质环境（包括含水层、隔水层及包气带）的防污性能，地下水污染防治措施以及地下水污染对生态平衡（含人类健康）的影响。

2. 开发（疏干）地下水及人类活动引起水文地质环境改变导致的环境水文地质问题。如过量开采或不合理开采地下水导致的地面沉降、海水入侵，以泉水为中心的风景点的破坏，草原退化，岩溶矿区强烈疏干排水引起的地面塌陷，水利工程引起地下水位上升导致的土壤盐碱化和沼泽化等。

3. 废物排放（处理）的环境水文地质问题。人类生活和生产过程中产生大量的固体废物及液体废物，经一定工程处理后，最终都会排放（处理）到地面上，或埋藏于某一

深度的地质体里，这是废物的最后归宿。大自然对各种污染物有着巨大的净化能力，人们已经逐渐把它作为天然的处理场。但为了保护地表的生态环境、必须设计最合理的系统，选择最优的处理地点，其中最重要的是选择最优的排放废物的水文地质条件，使地表环境、地下水及地表水污染减少到最低限度，这是环境水文地质工作面临的必须研究和解决的问题。

从上述内容可见，环境水文地质学研究的内容、范畴十分广泛，限于篇幅和考虑到与其它学科的分工，本书只讲述其基本内容。

如果从应用角度按照服务目的，又可简单地把环境水文地质划分为城市（包括工业）环境水文地质与农业环境水文地质。当前比较突出的是城市环境水文地质问题，而城市环境水文地质问题中最普遍的问题是地下水污染，它是环境水文地质学研究的主要内容之一。

开展环境水文地质研究的目的任务主要是：(1) 查明环境水文地质条件，合理开发利用和保护地下水资源；(2) 查明已发生和可能发生的环境水文地质问题，分析研究其成因；(3) 对水文地质环境质量进行评价和预测，提出环境水文地质问题防治对策和措施；(4) 防治由于水质引起的地方病，缩小或消除水中有害成分对人体造成的危害，防止或减轻由于水文地质作用对工程建筑造成的危害，防止生态环境恶化等；(5) 为城市规划、建设和工农业发展提供环境水文地质依据；(6) 进行环境水文地质基础理论研究。

三、环境水文地质学的特点及其与其它学科的关系

环境水文地质学的特点是综合性和实用性较强，基础理论与应用方法并重。它研究的范畴和内容十分广泛，涉及的学科很多，如环境科学、环境地学、水文地质学、环境化学、环境物理学、环境生物学、环境医学、环境工程学、环境水文学、土壤学、微生物学、环境监测与统计学、控制学等，它吸收了相关学科的某些理论和方法，输入新的内容，藉助于现代科学的监测手段和计算技术，构成了自己独立的学科体系。

四、环境水文地质学的研究历史与现状

虽然环境水文地质学形成较晚，但在古代就有了较多的研究。关于原生环境水文地质问题在我国古代就有了精辟的论述。世界上最早发现地方性甲状腺肿与饮水有关的是唐朝的陆羽。他指出："凡瀑涌漱湍之水，饮之令人有颈疾。"1860 年，蔡丁 (Chatin) 证实了地方性甲状腺肿与饮水中缺碘有关。1916 年，布莱克·麦克 (Black Mckay) 发现斑釉齿与饮水中含氟量高有关。1939 年肖特 (Shortt) 在印度的马德拉斯邦发现氟骨症。论环境、水质与疾病的关系，要数《长白山江岗志略》阐述得最为明确，该志写道："按岗后山核桃树最能伤人，枝叶花果根皮年久腐烂于山中，加以雨雪滋浸，其毒气随水流于沟渠，灌入江河，印于井泉，居山中者年不过十五六岁之男女，手足缩而短，指节生痛，腿亦如足，妇女中转筋病死者不少。"前者指的是大骨节病，后者指的是克山病，病因是有机物的腐烂分解。该志还指出了防病措施，在长白山病区"唯多凿深井人即不致受害。"

明代的汪颖论述了城镇对地下水的污染问题。他指出"凡井水有远从地脉来者为上，有从近处江湖渗来者次之，其城市近沟渠污水杂人者成咸。"这表明井水水质的好坏与补给来源；渗流途径以及是否被污染等有关。

60年代以来，我国的环境水文地质工作获得较大进展。1960年，山西省水文地质大队提出了水文地质条件与大骨节病病因的调查报告。1964年，黑龙江省水文地质大队编制了克山病、大骨节病与水文地质关系的图件。吉林省水文地质大队于1965年在吉林省东部病区（抚松县、靖宇县）打出了第一批防病深井，使一些重病区的群众吃到了“幸福水”，该区目前已经基本杜绝了大骨节病的发生。

70年代，我国部分城市相继开展了地下水污染调查研究，地面沉降机理研究等一系列工作，并配合进行了一些实验室实验和野外试验工作，取得较大成绩。如北京市中心区地下水硬度升高原因与机理研究、吉林市及郊区地下水氮污染机理研究、北京市城近郊区地下水硝酸盐污染调查研究等。

80年代，我国开展了地下水水质模拟研究工作。先后在济宁市、常州市、西安市、兰州市等地进行了实际建立水质模型的工作。采用食盐，萤光染料与放射性示踪剂在野外实测弥散系数。在河北保定、河南开封、北京郊区等地开展了污水土地处理——快速渗滤的试验研究工作。1987年地矿部颁布了“城市环境水文地质工作规范”（DZ55-87），使环境水文地质工作有章可循。

目前，环境水文地质工作已逐渐由定性研究转为定量研究，由单一研究进入综合研究，由现状评价发展到趋势评价，由统计分析发展到建立水质模型，由警告性预测发展为目标导向性预测，由事后治理变为预先防治，由短期行为转为考虑长期效应。

当然，还有许多课题，如致病因子、污染机理、三维弥散理论、水质模型、某些参数的野外测定、新技术新方法的应用等，还需作进一步深入的研究和实践。

随着人类的进步、工农业的发展，人们面临的环境问题会日益突出，环境水文地质学必将在社会主义现代化建设中发挥更大的作用。

思 考 题

1. 什么是环境水文地质学，它的研究内容和任务是什么？有什么特点？
2. 什么是天然（原生）环境水文地质问题与人为（次生）环境水文地质问题？

第一篇　原生环境水文地质

第一章　表生环境中元素的迁移与分布

表生环境与人类的关系最为密切。表生环境的特点是常温、常压、常处在大气 O_2 和 CO_2 作用下，有生物和有机质参加，水介质广泛参与作用。表生环境中元素的迁移行为和分布，除与元素本身的性质有关外，主要受外部环境条件的控制。表生地质环境中元素迁移、聚集和分布规律与人类健康有密切的关系。

第一节　自然环境中元素的迁移

一、表生带地质环境中元素的迁移

（一）元素迁移的形式和强度

元素的迁移可分为空气迁移、水迁移和生物迁移三种形式。属于空气迁移的元素主要有 O、H、N、C、I 等。它们以气体分子的形式进行迁移，这些元素也能随天然水迁移。水迁移元素是指以离子、络离子、分子、胶体等状态在天然水中迁移的元素，大部分元素都属于水迁移元素，其中最主要的有 Cl、Br、I、S、Ca、Mg、Na、F、Sr、Zn、Cu、Ni、Co、V、Mn、Si、P、K 等。生物迁移一般表现不普遍。

自然界中元素的迁移称强度有很大差异。在水-岩系统中，元素的迁移强度，可用水迁移系数（K_x）表示。A・N・彼列尔曼根据元素的性质用水迁移系数（K_x）测得了风化壳中元素的水迁移序列，见表 1-1。

表 1-1　某些元素的水迁移序列（据 A・N・彼列尔曼，1966）

元素迁移系列	K_x					
	1000	100	10	1	0.1	0.01　0.001
最易带出的		Cl、Br、I、S				
易带出的			Ca、Mg、Na、F（Sr、K、Zn）			
活动的				Cu、Ni、Co、Mo、V、Mn、Si、P、K		
惰性或完全不活动的						Fe、Al、Ti、Sc、Si、Zr、Hf、Nb、Ta、Rn、Rd、Re、Ir、Pt、Sn

（二） 元素的性质与元素的迁移

1. 元素的理化性质对元素迁移的影响

元素的化合价（或电价、原子价）愈高，其形成化合物的溶解度愈低，迁移能力愈弱。一般一价碱金属的化合物（如 $NaCl$、Na_2SO_4 等）易溶于水，迁移性好。二价碱金属的化合物（如 $CaCO_3$、$CaSO_4$）较难溶解，迁移性次之。三价碱金属（如 Al^{3+}、Fe^{3+}等）的化合物更难溶解，迁移性更差。阴离子也有类似的规律，其溶解度和迁移能力的大小顺序为：$Cl^- > SO_4^{2-} > PO_4^{3-}$。同一元素其化合价不同，迁移能力也不同，低价元素的迁移能力大于高价元素的迁移能力，如 $Fe^{2+} > Fe^{3+}$，$Mn^{2+} > Mn^{4+}$，$S^{2+} > S^{6+}$，$Cr^{3+} > Cr^{6+}$ 等。

原子半径或离子半径是元素重要的地球化学特性。一般，离子半径随化合价的降低而增大，离子键矿物的溶解度也增大。相互化合的离子其半径差别愈大，化合物的溶解度也愈大，如：$MgSO_4$（0.65Å，2.25Å）>$SrSO_4$（1.1Å，2.25Å）>$PbSO_4$（1.26Å，2.25Å）>$BaSO_4$（1.29Å，2.25Å）。另外，原子（离子）半径影响土壤对阳离子的吸附能力。一般，土壤对阳离子的吸附能力随离子半径增大而增大。

离子电位（或离子势，π）是离子电价（Z）与离子半径（r）之比，即 $\pi = \frac{Z}{r}$。它的大小是决定离子在溶液中的存在形式、形成络合离子的能力、迁移行为及天然水酸碱度的重要因素。离子电位低，对水分子极化能力弱，形成简单的阳离子迁移，如 K^+、Na^+、Rb^+、Cs^{2+}、Ca^{2+}、Sr^{2+}、Ba^{2+}等。离子电位高，对水分子的极化能力强，形成络阴离子迁移。其中，离子电位高的阳离子在溶液中存在的形式取决于溶液的 pH 值，如 pH 值低，H^+可把 O 吸附过来，而使金属元素呈离子状态，并使溶液呈弱碱性，如 pH 值高，则阴离子可把 O 吸引过来形成络阴离子，如 CO_3^{2-}、NO_3^-、PO_4^{3-}、ASO_4^{3-}、SO_4^{2-}、SiO_4^{4-} 等，并使溶液呈弱酸性。

2. 化学键性质与电负性对元素迁移的影响

地壳中绝大多数元素呈化合物状态，所以化学键性质和电负性对元素的迁移影响很大。一般，以离子键结合的化合物多以简单的离子形式存在，以共价键（或配位键）结合的化合物，多以络离子形式存在，离子键型矿物常比共价键矿物更易溶解，所以也更易迁移。两元素的电负性差是判断化合物键性的标志。电负性差别大的元素之间多形成离子键型化合物〔如 $NaCl$（0.9Å，3.0Å）〕，易溶于水，迁移性好。电负性相近的元素之间多形成共价键化合物〔如 CuS（1.9Å，2.5Å），PbS（1.8Å，2.5Å）〕，不易溶于水，迁移性差。

二、外部环境条件与元素的迁移

（一）环境的 pH 值与元素的迁移

环境的 pH 值主要系指土壤和天然水的 pH 值。

土壤中的 H^+部分存在于土壤溶液中，构成有效酸度，部分为土壤胶体所吸附，构成潜在性酸度。潜在性酸度远远大于有效性酸度。当有效性酸度减少时，潜在性酸度就会补充，它们始终保持一定的动态平衡。土壤中 H^+的来源很多，主要有：铝硅酸盐矿物的

水解；CO_2 溶于水后形成 H_2CO_3 的离解；离子交换作用和有机酸的离解等。土壤的酸度主要由溶于溶液中的各种有机酸盐和无机酸形成。土壤中常见的有机酸有草酸、柠檬酸、乙酸、丁酸、蚁酸、脂肪酸、腐殖酸等。无机酸有碳酸、磷酸、硝酸，甚至还有硫酸。土壤的 pH 值通常在 3—11 之间，可分为强酸性土、酸性土、弱酸性土、中性土、弱碱性土、碱性土和强碱性土七个等级。

表 1-2　表生环境下元素活动性对比表

相对活动性	环境条件			
	氧化的	酸性的	中到碱性的	还原的
很高	Cl、I、Br S、B	Cl、I、Br S、B	Cl、I、Br S、B Mo、V、U、Se、Re	Cl、I、Br
高	Mo、V、U、Se、Re Ca、Na、Mg、F、Sr、Ra Zn	Mo、V、U、Se、Re Ca、Na、Mg、F、Sr、Ra Zn Cu、Co、Ni、Hg、Ag、Au	Ca、Na、Mg、F、Sr、Ra	Ca、Na、Mg、F、Sr、Ra
中等	Cu、Co、Ni、Hg、Au As、Cd	As、Cd	As、Cd	
低	Si、P、K Pb、Li、Rb、Ba、Be、Bi Ge、Cs、Tl	Si、P、K Pb、Li、Rb、Ba、Be、Bi Ge、Cs、Tl、Sb Fe、Mn	Si、P、K Pb、Li、Rb、Ba、Be、Bi Ge、Cs、Tl、Sb Fe、Mn	Si、P、K Fe、Mn
很低，不活动	Fe、Mn Al、Ti、Sn、Te、W、Nb、Ta、Pt、Cr、Zr、Th、T_R	Al、Ti、Sn、Te、W、Nb、Ta、Pt、Cr、Zr、Th、T_R	Al、Ti、Sn、Te、W、Nb、Ta、Pt、Cr、Zr、Th、T_R Zn Cu、Co、Ni、Hg、Ag、Au	Al、Ti、Sn、Te、W、Nb、Ta、Pt、Cr、Zr、Th、T_R S、B Mo、V、U、Se、Re Zn Cu、Co、Ni、Hg、Ag、Au As、Cd Pb、Li、Rb、Ba、Be、Bi Sb、Ge、Cs、Tl

〔据安德鲁斯-琼斯（Audrews-Jones）1968〕

天然水的 pH 值主要受风化壳土壤酸碱度的影响。腐殖质和植物根系分泌出的有机酸无疑是影响天然水 pH 值的另一个重要方面。天然水的 pH 值大致与土壤带的 pH 值相吻合。

环境的酸碱度对元素的迁移有很大影响（表 1-2，2、3 栏）。在酸性、弱酸性水的环境中，特别有利于 Ca、Sr、Ra、Cu、Zn、Cd、Cr^{3+}、Mn^{2+}、Fe^{2+}、Co、Ni 等元素的迁移。在碱性水（pH>8）中，V、As、Cr^{6+}、Se、Mo 等元素易于迁移，而 Fe^{2+}、Mn^{2+}、Ni 等元素很少迁移。碱金属及碱土金属（Li、Na、K、Rb、Cs、Fr 和 Be、Mg、Ca、Sr、Ba、Ra）在一般的地下水 pH 值范围（6—9）内迁移性好，但在强酸性及强碱性条件下，可能产生氢氧化物沉淀，影响其迁移。另外地下水 pH 值不同，许多金属硫化物存在形式不同，迁移能力也各异。pH 值的大小也影响地下水中各种络合离子的形成，同样也影响有关元素的迁移能力。

风化壳经过长期的风化淋溶作用，阳离子几乎被淋溶殆尽，形成了富含 Fe、Al、Si 的硅铝风化壳，水土呈酸性反应。pH 值为 4—5。酸性环境的主要特征是，气候湿润，植被茂盛，淋溶作用较强。干旱气候则是碱性环境的重要特征，植被稀少，有机质贫乏，碱土金属和其它许多元素大量富集。

（二）氧化还原环境与元素的迁移

由于氧化环境和还原环境具有某些截然不同的特征（表 1-3），因此，氧化还原环境

表 1-3　氧化-还原环境的鉴别要点

鉴别项目		鉴别特征	
		氧化环境	还原环境
气体成分		O_2	CO_2，NH_3，CH，H_2S
离子成分		V^{5+}，Cu^{2+}，Fe^{3+}，Mn^{4+}，S^{6+}	V^{3+}，Cu^{+}-Cu^{0}，Fe^{2+}，Mn^{2+}，S^{2-}
矿物类型		$Fe(OH)_3$，Fe_2O_3，$CaSO_4$，$AL_2O_3 \cdot 3H_2O$	$FeCO_3$，$Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$，FeS_2
矿物及土壤颜色		红、黄、褐、棕等色，无潜育化作用	深褐、黑、蓝绿、灰白等色，有潜育化作用
地貌及水流特征		高亢、开阔、平坦、水流通畅	低洼、狭窄、闭塞、水流滞缓—停滞
腐殖质		少或无	大量堆积
水的物理性状		透明，无色，无沉淀	浅黄、铁锈、茶色、灰色、灰黑色、有絮状沉淀
水的嗅味		无臭味	腐殖味，铁锈味，H_2S 味等
水的 pH 值		中-酸性	中-碱性
Eh 值（V）	中-酸性	>0.15	<0.15
	中-酸性	>0.50	<0.50

对元素的迁移有很大的影响（表 1-2，1、4 栏）。例如，V、Cr、S 等元素在以氧化作用占优势的于旱草原和荒漠环境中形成易溶性的铬酸盐、钒酸盐和硫酸盐而富集于土壤和水中。在以还原作用占优势的腐殖环境中，上述元素仅形成难溶的化合物，不易迁移，但是 Fe^{2+}、Mn^{2+} 则形成易溶的化合物，强烈迁移。

在自然环境中氧化还原反应广泛存在着。氧化还原电位 Eh（有的书上用 PE）大的物

质是氧化剂，Eh（或 PE）小的物质是还原剂。在地下水系统中溶解氧（O_2）是最强的氧化剂，在地层内（岩石和水）有机物是最强的还原剂 。

（三）胶体对元素迁移的影响

胶体广泛分布于风化壳、土壤和天然水中。胶体按其表面的电性可分为正胶体和负胶体，按其组成成分可分为无机胶体和有机胶体。由于胶体带有电荷，并具有巨大的表面能，因此，能强烈地吸附一定量的反号离子（或分子）。所以，胶体对元素的迁移影响很大。

自然环境中的大部分胶体为负胶体，所以吸附的主要是阳离子。

胶体的吸附作用可分为物理吸附（静电引力吸附）和化学吸附（靠化学键结合，又称特殊吸附）。其中，物理吸附的吸附力较弱，在一定的条件下可发生“离子交换（替）吸附作用。”

离子交换吸附的能力与离子的电价和半径有关。在一般情况下，离子交换吸附能力的大小与离子的电价和电负性成正比。在同价离子中与离子半径成反比。如低价阳离子浓度较大，也可以交换（替）吸附高价的阳离子。离子吸附或交换吸附容量与吸附剂的种类、颗粒大小、粘土矿物种类及数量、pH 值等有关。

胶体吸附现象在表生带表现较为突出。不同胶体对元素的吸附有选择性。如表生带中广泛分布的粘土矿物胶体（无机负胶体）能吸附 K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、Cu、Ni、Co、Ba、Zn、Tl、Pt、Au、Ag、Hg、V 等许多元素，腐殖质胶体吸附 Mo、V、U、Co、Ni 等元素，硅酸胶体吸附 Cu、Co 等。它们对元素的迁移影响较大。

（四）自然地理条件与元素的迁移

气候条件是影响元素迁移的重要的外在因素。地球表面气候随纬度而变化，具有明显的地带性。气候因素决定了环境的水热条件，水分和热量又直接影响环境中地球化学作用的强度和方向。

（1）在寒带化学反应十分微弱，元素的生物地球化学循环很缓慢，多为强还原环境。

（2）在温暖潮湿气候带植物繁茂，原生矿物多高度分解，淋溶作用十分强烈，元素较强烈地迁移，在该景观中元素较贫乏，腐殖质富集，水土呈酸性、弱酸性反应，为还原环境。

（3）在湿热气候带化学反应迅速，淋溶作用更为强烈，在各种母岩上都可形成盐基（K、Na、Ca、Mg）缺乏的红壤，甚至，在石灰岩地层土可发育缺乏 Ca、Mg 的红壤。水土呈酸性反应，以氧化作用为主，局部可为还原环境，有沼泽和泥炭分布。

（4）在于旱草原、荒漠气候带淋溶作用微弱，腐殖质贫乏，元素富集，水土呈碱性、弱碱性反应。在干旱荒漠带富集氯化物、硫酸盐。许多微量元素都大量富集，尤以 Ba、Sr、Mo、Pb、Zn、As、B 等最显著，为强氧化环境。此环境中植被稀少，又经彻底分解，所以很少有腐殖质堆积。

在不同的自然地理景观带元素迁移聚集的特征不同，它们对人类的健康有直接的影响。在森林景观带和热带雨林景观带，许多生物地球化学地方病发生在元素缺乏、腐殖质堆积的环境。在于旱草原和荒漠地带，因许多元素是过剩的，因此，也流行一些生物

地球化学地方病，而在森林草原地带和黑钙土地带很少发现生物地球化学地方病。这已为大量的流行病学资料所证实。

（五）地貌、地质条件与元素的迁移

地貌、地质条件对元素的迁移有很大影响。

地貌条件对于局部地区元素的迁移、聚集、腐殖质的形成、堆积和流失有重要的影响。就元素的迁移特点而言，山区（如高山、分水岭、岗地等高峻地形）属于风化剥蚀淋溶区，有利于元素的淋溶。盆地、洼地、平原是元素堆积浓缩区，有利于元素的富集和腐殖质的堆积。许多地方病的分布往往与地貌密切相关。因为地貌条件反映了地表化学物质组成的差异。

地质条件对元素的迁移、聚集的影响是非地带性的。例如，与地质构造密切相关的现代和古代火山作用，可给局部环境带来大量的元素，如 B、F、Se、S、As、Si 等。与岩浆活动密切相关的多金属矿床可使环境中富含 Hg、As、Cu、Pb、Zn、Cr、Ni、V、W、Mo 等金属元素。

第二节　腐殖质在环境中的形成、分布与作用

一、腐殖质及其性质

腐殖质是表生环境中分布很广且分子结构十分复杂的有机物质，存在于土壤和天然水中。多数土壤和天然水中有机物质的大部分是由腐殖质组成的。通常腐殖质可分为二类：(1) 胡敏素 (humin)：不溶于碱溶液而能溶于乙酰溴的天然物质；(2) 腐殖酸：腐殖质中能溶于碱溶液的那部分有机化合物称腐殖酸，它是腐殖质的主要组分。腐殖酸又可分为胡敏酸 (humic acid) 和富啡酸 (fulvic acid) 两大类（图 1-1）。

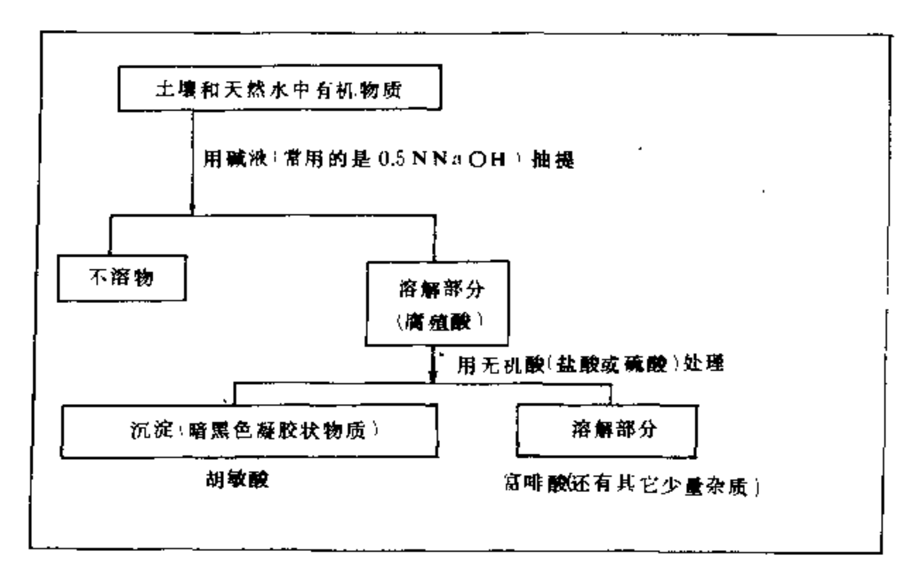


图 1-1　腐殖酸的提取及分类图式

腐殖酸是由 C、H、O、N 等元素组成的分子结构十分复杂的有机化合物。在结构上

其特有的功能团是：羧基（—COOH），酚型羟基（-OH），甲氧基（$—OCH_3$）等。腐殖酸具有明显的酸性、胶体性质（是有机负胶体）、亲水性等物理化学性质。但胡敏酸和富啡酸的物理化学特性不尽相同。

（1）胡敏酸：微具酸性，可微溶于水，它能与金属离子结合成胡敏酸盐类。其中一价的溶于水，其余的均不溶于水。胡敏酸的分子量为700—1400，分子间具有疏松的"海绵状"结构，使其具有亲水的特性，其功能团（主要是羧基）中的氢能进行置换反应。

（2）富啡酸：具有强酸性反应，易溶于水，能与金属离子（Ca，Mg，Al，Fe等）形成易溶解的富啡酸盐。有较高的代换容量（700meg/100g物质），对矿物（尤其是硅酸盐矿物）有强烈的分解破坏能力。能与R_2O_3（R代表烃基）形成有机络合物，含铁的富啡酸化合物有较大的移动性。

二、腐殖质的形成与分布

土壤中腐殖质的主要来源是动植物的残体。在适宜的环境中，在微生物的作用下，各种有机残体通过复杂的生物化学过程进行着腐殖化作用（亦可进行矿质化作用）。在有机质的分解过程中，土壤的湿度有着重要的作用。对于大多数微生物来说土壤的最宜湿度为60—80%（持水量）。在土壤温度为30℃，湿度为60—80%的条件下，最适宜微生物活动，有机质分解的强度最大。

腐殖质的形成需要适度的氧化条件，而它的长期保存则需要还原环境。腐殖质的形成与自然地理条件有密切的关系。因为不同的自然地理环境，其土壤、植被，微生物和水热条件均有明显差别。我们可以根据土壤的温度，湿度系数（K=降水量/蒸发量）、自然景观的地带性特征和生物学活性（即微生物的活动性）等要素去揭示腐殖质形成和分布的规律，见表1-4。从表中可以清楚地看出腐殖质形成和分布的地带性特征。

表1-4　自然景观要素与泥炭、腐殖质的堆积程度

土壤温度℃	湿度系数 K	气候带	景观带	生物学活性	泥炭、腐殖质堆积程度
≥30	≥1.5	过剩湿度带	热带雨林	弱	弱
20—30	1.0—1.5	充足湿度带	温带森林	极强	较强
10—20	0.6—1.0	中度湿度带	森林草原	很强	强
5—10	0.3—0.6	不足湿度带	草原	弱	弱
<5	0.0—0.3	微小湿度带	荒漠	极弱	弱-无

三、腐殖质对元素的迁移富集作用

腐殖质对元素迁移的影响首先表现在对矿物的分解作用上。土壤的形成在很大程度上与有机质对母岩的分解作用密切有关。这一作用的先驱者是微生物。它们对富含Fe、S、Ca、Si、P等元素的矿物分解作用尤其显著。

某些腐殖酸，尤其是富啡酸及其性质相近的胡敏酸对矿物和岩石有着巨大的破坏力。它们可从中"夺取"Al、Fe、Mn、Cu、Mo、Co、Zn等元素。在植物根系中也有许多具有螯合特性的有机酸，它们对矿物的破坏作用亦很显著。

土壤中的有机酸只有一小部分以游离状态存在，绝大部分与土壤的矿质部分结合起来，形成金属-有机化合物，可有以下几种形式：(1) 低分子有机酸盐，如醋酸盐、草酸盐等；(2) 腐殖酸盐：主要以碱金属和碱土金属的胡敏酸盐及富啡酸盐类形式存在；(3) 有机螯合物；(4) 吸附状态的有机-矿质化合物。

腐殖质对元素的迁移、聚集作用表现为以下几个方面：(1) 物理吸附作用及交换(替) 吸附作用；(2) 腐殖酸对元素的络合作用和螯合作用；(3) 絮凝作用和胶溶作用。以前两种作用为主。

腐殖酸是一种有机负胶体，因此，对金属离子具有物理吸附作用。腐殖酸胶体对元素的物理吸附作用和迁移强度主要决定于介质的酸碱条件和氧化还原条件。许多腐殖质在酸性条件下易迁移，因而就形成了胶体溶液，然而在微碱性的介质中则很少迁移。因此，有机胶体的物理吸附作用的强度与自然景观有密切的关系。如我国东北的森林景观和沼泽景观（即酸性景观）地带，腐殖质丰富，Fe、Al、Mn、As、Zr、I、V、Cr、Th、Pb、Zn、Co、Sn 等元素被有机胶体吸附，随水流大量迁移，该景观属于元素贫乏的环境。

腐殖酸对元素的络合作用和螯合作用的实质是腐殖酸分子功能团中的 H^+ 被金属离子置换而形成金属离子-有机络合物（或螯合物）。腐殖酸可与 Cu、Pb、Zn、Ni、Co、V、Fe、Mn、Ti 等许多元素形成金属-有机螯合物。存在于土壤中的某些有机螯合物难溶于水，其中的元素被禁锢在土壤中，不能迁移，也难于为生物所利用，造成环境中许多元素的相对缺乏。然而天然水中的金属有机螯合物对元素则起强烈的迁移作用。

最后指出，要精确测定天然水中腐殖酸的含量较为困难，一般是用福林试剂测定水中带羟基（—OH）功能团的腐殖酸含量。

第三节　地质环境与健康

一、地质环境与人体健康的关系

地质环境与人类健康有密切的关系。具体说，地质环境与人类健康的关系在宏观方面主要与地貌、岩石、土壤和水等环境地质因素有关，在微观方面与化学元素有关。

人类从赖以生存的环境中获得生长、发育、新陈代谢所必需的化学元素（组分），人与环境间维持着一定的动态化学平衡。根据英国地球化学家埃利克・汉密尔顿（E・L・Hamilton）等人 1971 年对地壳和人体血液中 60 多种元素的研究发现，除了原生质中的主要组分（C、H、O、N）和岩石中的主要组分（Si）外，地壳化学元素与人体血液中化学元素的丰度显示出明显的相关性（图 1-2），丰度曲线基本一致，人体组织中的元素丰度均与地壳元素含量丰度相关。这就意味着因地质环境中某些元素含量过多或缺乏会导致器官组织病变的可能。居住在不同地质环境中的人从饮用水和食粮中摄取过多的化学元素进入体内，可长期累积，引起中毒性疾病；摄入元素缺乏或不足可引起生理病变而致病（图 1-3）。

就目前所知，有 25 种元素是人体和人类生活所必需的元素。其中 H、O、C、N、Ca、P、Cl、K、S、Na、Mg 等 11 种元素组成人体元素的 99.99%。其他 14 种元素：F、Si、I、Fe、Co、Cu、Zn、Se、Mo、Cr、Mn、V、Ni、Sn 是微量元素，尽管对它们的需

要量极微，在水中的浓度只需百万分之几，但对人类也很重要，在生物化学过程中起关键性的作用。倘若不足或过量则易致病或中毒。微量元素必须取自外界环境。目前已经查明可以导致生物体地方病的有30多种元素。

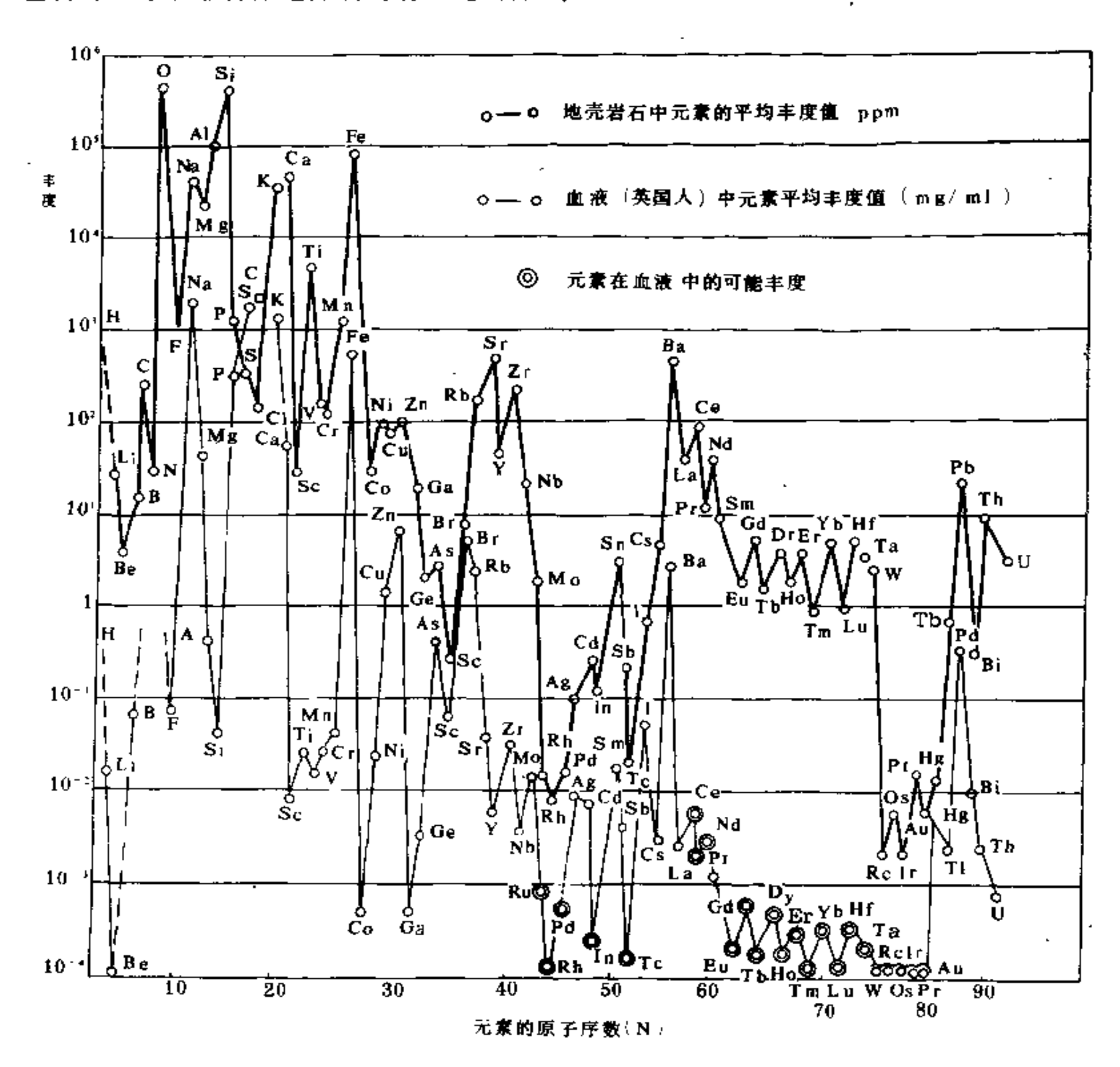


图 1-2 人体血液和地壳中元素丰度的相关性

（据 E·L·Hamilton，1971）

二、地貌、岩石、土壤与健康

（一）地貌与健康

人类的生活及生产活动与地貌的关系最为直接。地形、地貌与人类某些疾病的分布有密切的关系。这是因为地貌与地质构造、地层岩性、土壤类型、植被、水的运动及水质水量都有密切的关系，它在一定程度上影响元素的迁移行为，从而直接或间接地控制着某些致病因素的形成与消失，影响环境与人体之间物质的交换与代谢。很多地方性疾

病的分布大都与一定的地貌单元相一致。

例如，地方性氟中毒的分布与地貌的关系十分明显。在封闭的小盆地、碟形洼地病情重，在岗地、坡地病情明显变轻。在内流封闭区病情重，在外流区（排泄区）病情较轻或无病。地方性甲状腺肿的分布则相反，即在高亢陡峭的地貌区发病率高，在平原和洼地发病率明显降低。而大骨节病和克山病多见于两种地形地貌的接合部位。部分地方性疾病在地形地貌上的分布特点见表 1-5。

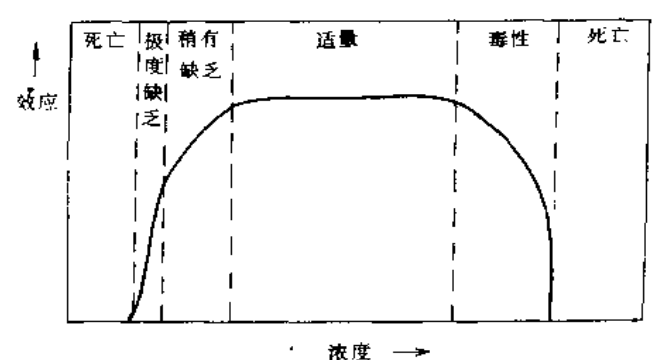


图 1-3 必需元素的摄入量对生物的影响
（据 G · Bertrand）

表 1-5 某些疾病的分布与地形地貌的关系

疾病种类	地貌类型		地形特征	
	山 区	平 原	高原、开阔、畅流区	谷地、洼地、闭流区
克山病	重	轻、无	轻	重
大骨节病	重	轻、无	轻	重
地方性甲状腺肿	重	轻、无	重	轻
龋 齿	重	轻、无	重	轻
食道癌	重	轻、无	轻	重
肝 癌	轻、无	重	轻、无	重
胃 癌	轻、无	重	轻	重
氟中毒	轻、无	重	轻	重

（二）岩石与健康

岩石是土壤发育的母质，它不仅决定了土壤的结构和化学成分，而且，对地表水和地下水的化学成分有着广泛的影响，因此，地层岩性与人类健康有关。如，在石灰岩地区，除甲状腺肿外，一般都无地方性疾病。而在某些含有特殊矿物的地层分布区或矿脉、矿床地区，往往可以见到某些中毒性地方病。例如湖北恩施的 Se 中毒，云南个旧的肺癌，日本富山的骨痛病等。但对岩石与健康的问题要做具体分析，因为同样的地层在不同的作用下会导致不同的结果。

（三）土壤与健康

土壤与人类的生存、健康密切相关。土壤对人类健康的影响主要是通过食物、饮水起作用，土壤类型不同，其化学元素含量亦不同，从而影响人类和牲畜的健康。如地方性甲状腺肿在灰化土、冰碛土、砂土区发病率高；大骨节病在沼泽土、草甸沼泽土；腐殖土区发病率高；食管癌在粘土、腐殖质亚粘土区发病率高等。

三、水质与健康

由于水中元素易于被人体吸收，所以水质与人类健康的关系最为密切。饮用水中某

些生物必需元素的余缺可直接影响人体健康。总的来说，富含腐殖质的酸性软水、有机污染水、某些元素含量过高或过低的饮水都不利于人体健康。有机质贫乏的中性或弱碱性的适度硬水，无污染的元素含量适中的水，有利于人体健康。石灰岩层中的地下水有益于人体健康。水质与健康关系的部分对比资料见表 1-6。

针对性改良饮水水质或调节其中的某些成分或改变饮水，可有效地防治许多地方性疾病。例如，对高氟水进行降氟，可以防治氟病，对低氟饮水进行氟化可以防治龋齿。在含碘低的饮水中加碘可以防治地方性甲状腺肿。将大骨节病区饮水中的腐殖酸(—OH)含量限制在 0.05mg/L 以下，可有效地防治大骨节病。

表 1-6　水质与健康关系对比表

疾病种类	发病率或死亡率较高的饮水成分	地　区	发病率或死亡率较低的饮水成分	地　区
地方性甲状腺肿	I 低	世界各大山脉及山区石灰岩分布区	I、Ca、Mg、Mn 高	平原、沿海地区、半干旱草原
氟中毒	F 高	世界各国	F 低	世界各国
大骨节病	腐殖酸（—OH）含量高，Se，Mo 低	我国东北、西北、西南等病区	腐殖酸（—OH）低的适度硬水	非病区
克山病	腐殖酸（—OH）高，Se，Mg，Mo 低	同上	腐殖酸（—OH）低，Se、Mg、Mo 高的适度硬水	非病区
肝癌	NO_2、亚硝胺类物高的有机污染水	我国东南沿海等河网地区、南宁地区		
食管癌	NO_2、亚硝胺类物高的有机污水	太行山南段		

思　考　题

1. 元素的迁移形式有几种，试述水迁移元素的概念，主要的水迁移元素有哪些？
2. A·N·彼列尔曼是怎样根据水迁移系数（K_x）来表示元素迁移强度序列的？
3. 元素的内在性质（化学键、化合价、离子半径、离子电位等）对元素的迁移有什么影响，如何影响？
4. 外部环境条件（pH 值、氧化还原电位、胶体、自然地理和地质条件等）与元素的迁移有什么关系？
5. 腐殖质对元素的迁移有什么作用？
6. 地质环境与人类健康有什么关系？

第二章　水文地球化学环境的地带性特征及地方病病带

第一节　水文地球化学环境的地带性特征

自然景观具有地带性特征并突出反映在水文地球化学方面。我们将自然景观与水文地球化学环境结合起来，进行水文地球化学环境地带性规律的研究，以揭示水文地球化学带与生物地球化学地方病带之间的内在联系。

水文地球化学环境按地理纬度从北向南可分为：酸性弱酸性还原的水文地球化学环境；中性氧化的水文地球化学环境；碱性弱碱性氧化的水文地球化学环境；酸性强氧化的水文地球化学环境。局部地区的水文地球化学环境也可具非地带性特征。下面分别进行讨论。

一、酸性弱酸性还原的水文地球化学环境

本环境的特点是元素贫乏、腐殖质丰富。本带多属森林景观及相毗邻的森林草原景观或森林沼泽景观。本带气候较为寒冷、湿润、植被茂盛。土壤以灰化土、棕色森林土、草甸沼泽土等为主。腐殖质大量堆积。

本带年降水量约为600—1000mm。因热量不足，蒸发微弱，水分相对充裕，土壤湿度大，透气性不良，多属于还原环境。植物残体被细菌分解，产生大量的腐殖酸。它们不能被风化壳中的盐基(K、Na、Ca、Mg)所中和，致使土壤呈酸性反应，pH值多为3.5—4.5。酸性环境抑制好气性细菌的生长。因此，植物残体得不到彻底分解，长期处于半分解状态，多数元素被禁锢在植物残体中，周而复始，使环境中的元素日趋贫乏。

富含腐殖质的酸性的还原环境决定了本带的水文地球化学作用的性质和强度。本带的分解淋溶作用较强，在酸性条件下，Ca、Mg、K、Na、Sr、B、I、V、Cu、Co、Ni、Zn、Cd、Cr^{3+}、Mn^{2+}、Fe^{2+}、Al、Si等元素易从矿物中淋溶和迁移。尤其是Fe^{2+}、Mn^{2+}具有较高的迁移能力。风化壳处于富硅铝化过程，有些元素十分缺乏。土壤的烧失量较高，植物灰分普遍较低。

地表水、潜水多为低矿化酸性软水。pH值多为4.5—6.8。矿化度一般为150—200mg/L，最低为30—40mg/L。在低矿化水中往往含有较高的SiO_2，其平均含量可达15—20mg/L。在以硅酸盐岩石为主的地区SiO_2的含量更高。Fe^{2+}、Mn^{2+}、Ti^{2+}的含量均较高。

本带最大的特点是：在地表水、潜水中含有大量的腐殖酸。尤其是流经沼泽的河水或由沼泽水补给的河水，其含量更高，可占于涸物重量的50—70%。这些水具酸性。Ca、Mg、Cu、pb、Zn、Mn、Fe、Al、I、P等许多元素常为有机胶体所吸附，或形成金属有机络合物、螯合物被水迁移。其中以Fe^{2+}最为典型。

在运动滞缓情况下，本带的地表水、潜水水质不佳。水浑浊、味淡而涩，具腐殖味或

H_2S 味，静置氧化后有絮状有机胶体沉淀物。但是，在该环境中不受腐殖质污染的地下水、河流冲积层中的潜水，水质较好。在石灰岩地区也往往可以勘探出很好的地下水。

本带因生物必需元素缺乏，常出现和流行许多生物地球化学地方病（详见第二节）。

二、中性氧化的水文地球化学环境

本环境属于元素适量、腐殖质贫乏的中性氧化的水文地球化学环境。本带所属范围较广，包括森林草原景观和与其相邻的草原景观和森林景观。本带往往多属于老垦区，天然植被几乎被砍伐殆尽，取而代之的是大面积的农田和局部的次生林。本区热量较充分，年降水量约为 600—1200mm，蒸发作用不强。地表水流通畅，潜水位较低，土壤湿度适中，透水性较好，多为氧化环境。植被不十分发育，而且植物残体分解较彻底。因此，很少有腐殖质堆积。

本带元素的淋溶作用不强，富集作用亦不显著，无明显的过剩或不足的现象。天然水多为中性（pH≈7）；矿化度为 500mg/L 左右；硬度为 200—300mg/L。腐殖酸含量很低，水质一般较好。

一般来说，在本区很少见到人畜间的地方病，只有在山区和平原的部分地区见有地方性甲状腺肿和龋齿流行。

三、碱性弱碱性氧化的水文地球化学环境

本环境最大的特点是元素富集、腐殖质贫乏。本带气候干旱、年降水量为 250—400mm，或更少。本带多属于干旱、半干旱草原，包括部分沙漠区。主要的土壤为灰钙土、栗钙土。在低洼处可出现盐土和碱土。

本区热量充分，蒸发强烈，水分不足，地表水系不发育，潜水位很低，土壤透水性良好，为氧化环境。因植物稀少，且残体被彻底分解，所以腐殖质贫乏。只有在局部沼泽地和盐沼地有腐殖质的堆积。这就决定了本区主要的水文地球化学特征，淋溶作用十分微弱，在土壤中 Ca、Na、Mg、Cl、F、B、V、Zn、Cr、Mo、Ni、Se、As 等元素大量富集。Ca 处于过饱和状态，以致从植物根系中都可分泌出 $CaCO_3$。植物灰分含量很高。

地表水，潜水多属碱性，pH 值为 8—10，矿化度为 500—1000mg/L，甚至更高，总硬度为 300—650mg/L，或更高。水中 Ca^{2+} 的浓度较高。

在本环境的大部分地区，因生物元素是过剩的，因而流行着某些生物地球化学地方病（详见第二节）。

四、酸性强氧化的水文地球化学环境

本带属于热带、亚热带雨林景观，大致分布于赤道南北 30°以内的范围内。本带热量丰裕，水分充沛，年降水量为 1000—3000mm 左右，植被发育，元素的生物地球化学循环强烈，风化、淋溶作用也十分强烈。风化壳中的 Ca、Na、Mg、K、Se、Mo、Cu、S、Li、Rb、Cs、Sr、B、I 等元素大量地淋溶流失，而残留的 Fe_2O_3、Al_2O_3 和 SiO_2 形成红色的风化壳。

在本区发育着典型的砖红壤和广泛分布着红壤，局部为黄壤。甚至，在石灰岩层上也会形成红色的粘土风化壳。其中几乎没有 Ca 和其它的元素。由于碱土元素缺乏，土壤呈酸性，pH 值为 3.5—5，地表水和潜水多为无机酸性软水，pH 值小于 6。Ca 的含量通常小

于 10mg/L，Na 和 Mg 含量很低或几乎没有。水的矿化度多为 50—100mg/L，水中 SiO_2 的含量很高，约为 15—55mg/L。

在本带的水土和食物中 I(碘)异常缺乏，因此，地方性甲状腺肿的分布十分广泛。另外，因 Na 不足以致影响人体发育，而出现小矮症。据报道，本区还流行着缺 Fe 性的热带贫血症，因 Mg、Ca 缺乏而引起的肌肉萎缩症，还有心血管病流行。

五、非地带性的水文地球化学环境

在自然界有些局部的水文地球化学环境不受地理纬度分带的影响，具非地带性特征。例如：在湿润的森林景观中可以出现沼泽，造成局部腐殖质堆积的环境。水文地球化学环境的异常主要是因为局部的环境地质因素和人为因素所造成的。

非地带性的水文地球化学环境主要可分为以下两种类型：

1. 非地带性的元素富集的氧化的水文地球化学环境。例如：在某些火山、温泉分布区可造成局部环境水和土中 S、F、Si、Se、As 等元素的富集。在含氟的萤石、磷灰石、冰晶石等矿床的分布区，氟在水土中高度富集。在某些煤系地层，凝灰岩分布区和硫化矿床的氧化带，Se 高度地富集。在某些多金属矿区或金属矿床的氧化带，在水土中，Cu、Pb、Zn、Mo、Cd、Hg、Tl 等元素大量富集。在上述环境中因某些元素的过剩，可导致人类和牲畜的许多地方性中毒性疾病。

2. 非地带性的腐殖质富集的还原的水文地球化学环境。最典型的是沙漠中的沼泽，例如：毛乌素沙漠、昭乌达盟等地的沙漠区，有许多小范围的沙丘间的沼泽，有的沼泽底部堆积有薄层草炭，有机质含量高，与东北山间河谷沼泽几乎无差别。过去，人们认为在沙漠地区是不会有大骨节病的，然而，近年来陆续发现了不少的病村。

第二节　生物地球化学地方病病带

所谓生物地球化学地方病，简而言之就是因环境中某些元素的不足或过剩而引起的地方性疾病。它们的分布往往有明显的地带性。也即存在着与地理纬度或地带性景观相关的“病带”。

以往，人们较多地研究某一环境或者某一元素与某一疾病之间的关系。在研究了水文地球化学环境的地带性特征和许多流行病学资料以后发现，在同一环境中存在着多种有害的元素，或缺乏多种生物必需元素，因此，可以导致多种地方病或具有地方性特征的疾病。甚至一个人可以患有四五种以上的地方性疾病。因此，水文地球化学地方病及分布地域(病带)与自然景观和水文地球化学环境的地带性特征有内在的联系。

一、元素贫乏腐殖质富集的生物地球化学地方病病带

本病带在世界上是最大的一个病带，横跨欧、亚、美三大洲(图 2-1)。其大致界线在欧洲部分为北纬 50°—70°，在亚洲和北美为北纬 40°—60°，从西向东包括了美国、加拿大、英国、荷兰、德国、挪威、瑞典、芬兰、前苏联、中国、朝鲜、日本等国的部分地区。在我国这个病带呈东北-西南向分布。本带以生物必需元素缺乏而腐殖质富集为其主要特征。其它的自然环境特征在第一节第一部分中已有详细描述。

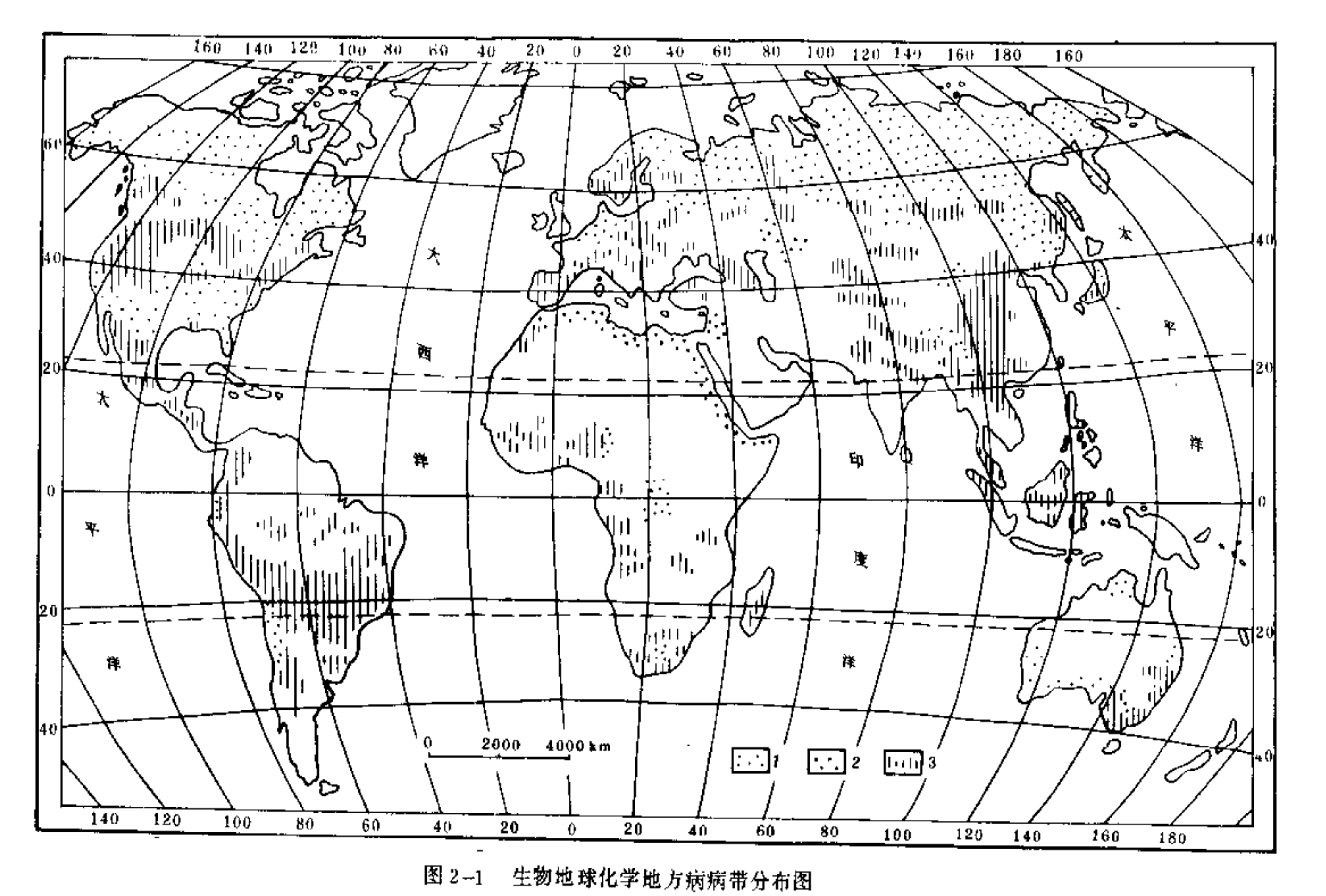


图 2-1　生物地球化学地方病病带分布图

1— 元素贫乏腐殖质富集的生物地球化学地方病病带　2 — 元素过剩腐殖质贫乏的生物地球化学地方病病带；

3—— 非地带性的地方性甲状腺肿的分布区

在本带内常可见到许多地方病。如地方性甲状腺肿、龋齿、大骨节病、克山病、心血管病、脑溢血病、佝偻病、骨质松脆病，以及某些部位的癌症等。偶尔还可见到发育不良的侏儒。当然上述疾病并非都是集中分布的。对于某一种或某几种疾病也可呈地带性或地区性分布，亦可呈灶状分布。

在动物中也流行着某些类似的地方病。且常可见到动物发育不良、生长滞缓、呆痴矮小等现象。

二、元素过剩的生物地球化学地方病病带

本病带也是一个较大的病带，大致位于赤道以北 40°和赤道以南 30°的范围内（图 2-1）。该带分布不很连续，尤其是在南半球，由于陆地的分布支离破碎，为海洋所阻隔，地形起伏，气候多变，自然条件复杂，其地球化学景观的地带性特征远不如北半球那样连续而有规律。该带以 F、Se、As、Mo、Co、Cu、B 等元素过剩为其主要特征。其它的自然环境特征在第一节第三部分已有详细描述。

该带因元素过剩而引起各种机体代谢障碍性疾病或中毒性疾病。如氟中毒、硒中毒、砷中毒、钼中毒、地方性腹泻、地方性低血钾及地方性不孕症等。该带以氟病为代表，这是世界范围内流行十分广泛的一种地方病。我国的氟病主要分布于干旱、半干旱带。

在牲畜中也流行着某些类似的地方病。

必须指出，在上述两大病带中并非都有地方病流行。而是说在该地带内的某些地区比较集中地流行着某些地方性疾病。

三、非地带性的地方性甲状腺肿分布区

地方性甲状腺肿被认为是一种缺碘的地方病。但是，其地带性不很明显，它几乎在不同的纬度带内均有分布（图 2-1）。这是因为，一方面地方性甲状腺肿有按纬度分布的规律，另一方面还受垂直分带（按海拔高程分布）的影响。在我国地方性甲状腺肿主要分布于山区及丘陵地区。

思 考 题

1. 为什么水文地球化学环境具有地带性特征？
2. 什么是生物地球化学地方病，生物地球化学地方病病带一般可分为哪两类？

第三章　地质环境与地方病

地方病是具有明显地区性、只在特定地区和特定的自然环境中发生的各种地方性疾病。地质环境和地方病有密切的关系。本章主要讲述常见的地方病产生和分布的地质环境、致病因子、防治措施等。

第一节　地质环境与地方性甲状腺肿

一、概　述

地方性甲状腺肿主要是由于肌体长期缺碘所造成的甲状腺代偿性增生肥大。碘是人体必需的微量元素，其主要功能是在甲状腺内合成为甲状腺素。碘具有双侧阈浓度效应，即人体内缺碘就不能合成甲状腺素，导致甲状腺组织的代偿性增生肥大，即甲状腺肿，但摄入过多的碘时，也会造成甲状腺肿大。地方性甲状腺肿多是环境中缺碘所致。

地方性甲状腺肿是一种世界范围的地方性疾病。据世界卫生组织(WHO)1960 年不完全统计，全世界地方性甲状腺肿患者约有 2 亿人(占全球总人口的 5%)，主要在亚、非、拉国家严重流行。本病严重危害人类健康，患者往往智商低下。如果母亲患病，还会引起胎儿大脑发育障碍，导致后代患克汀病，即“呆小症”。先天性缺碘所致疾病的主要特征为聋、哑、傻、矮、终身残废。在本病严重流行的地区，出现许多“哑巴村”。

地方性甲状腺肿在我国分布广(图 3-1)，危害大。我国大部分省(区)都有此病发生。此病一般山地多于平原，内地多于沿海，农村多于城市。

二、地质环境与地方性甲状腺肿

碘在地壳中的丰度(克拉克值)为 0.5ppm。碘在自然界一般呈碘化物、碘酸盐或有机碘化物的形式存在，碘在生命物质中以有机络合物形式存在。碘在水中主要以阴离子状态存在。碘在水中的存在形式也受氧化还原条件和酸碱条件的影响(图 3-2)。

碘也有相对富集和贫乏的环境。在极地、高山少，洼地、滨海多；在湿润淋溶地区少，在干旱地区多；在花岗岩、石英岩中少，在玄武岩、海相页岩中多；在灰化土、沙土中少，在沼泽土、腐殖土、黑钙土、盐渍土中多。

在天然水中碘的含量变化幅度也很大。在大气降水中，沿海上空为 2μg/L，内陆为 0.2μg/L。山区的地表水、潜水碘低，为 0.0—2.0μg/L，而平原较高，为 5—10μg/L，在盐碱地区为 10—30μg/L。海水为 50μg/L，油田水一般为 5—100μg/L。第四纪沉积物的水中碘含量为 0.25—1.5μg/L，基岩地下水含碘量为 2.5μg/L 左右。

地下水中碘的迁移富集，主要取决于氧化还原环境。碘的氧化还原电位 Eh＝0.535V。当地下水处于氧化环境(Eh 较高)时，一般形成碘分子沉淀或被介质吸附。当地下水处于还原环境(Eh 偏低)时，呈易溶于水的碘阴离子存在和迁移。所以，水中碘在氧化

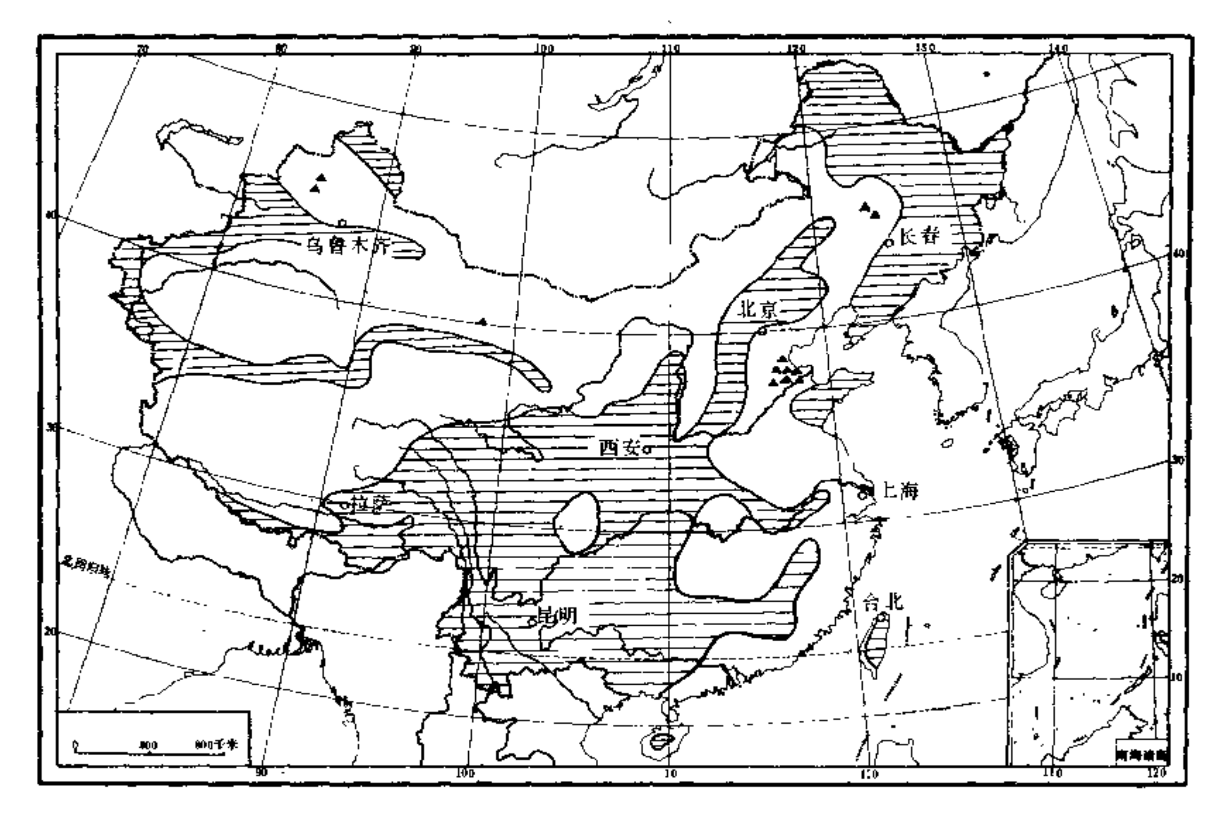


图 3-1 中国地方性甲状腺肿分布图

▤缺碘性地方性甲状腺肿▲高碘性地方性甲状腺肿

环境中贫乏，在还原环境中富集。地质环境中缺乏碘的地区，流行甲状腺肿地方病。

1. 在侵蚀淋滤地区，如新构造上升的裸露山区，由于碘易于迁移流失，甲状腺肿流行。如我国的喜马拉雅山地区。

2. 在沙漠边缘、古河道地段等砂土地区，由于粘粒及胶体少，有机质缺乏，碘易流失，造成环境中缺碘而流行甲状腺肿。

3. 第四纪冰川剥蚀作用地区，土壤含碘量低于 0.7mg/kg，也流行甲状腺肿。

4. 在黄土地区，水土流失是导致缺碘的一个重要因素，易流行甲状腺肿地方病。如我国的陕西省。

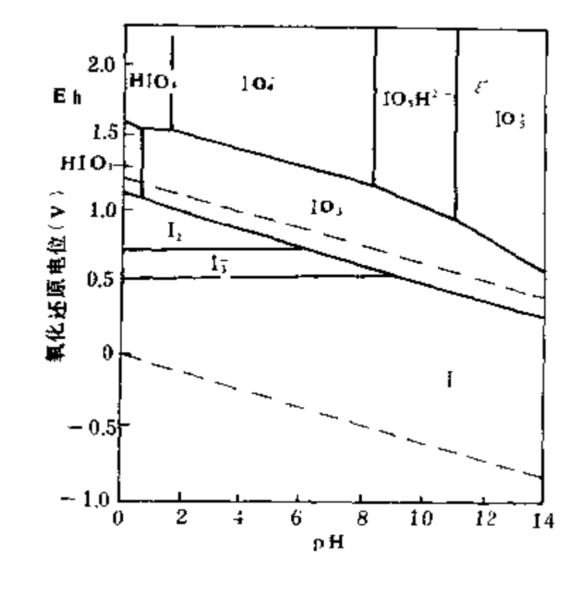


图 3-2 碘体系的稳定场（25℃，101325Pa）

（据 H·J·M·鲍恩，1986）

5. 石灰岩地区，水土中 Ca 含量过多，碘易与 Ca 结合，形成碘钙石〔$Ca(IO_3)$〕和碘络钙石（$7CaIO_3 \cdot 8CaCrO_4$）等，影响农作

物和人体对碘的吸收，甲状腺肿地方病流行。如我国西南岩溶山区。

6. 在土壤有机物质丰富，Mn^{2+}、Fe^{2+}、腐殖质多的地区，碘含量虽然很高，但碘与腐殖质牢固结合，碘处于"不可给"状态，能被作物吸收的活性碘少，因而本病也严重流行。如我国的松嫩平原等地区。

7. 某些灰化土地带、砂土地带，一方面土壤由于淋滤强度大而缺碘（碘仅为1.5—3.5mg/kg），另一方面 Mn^{2+}、Fe^{2+}、腐殖酸多，因而是地方性甲状腺肿的高发区。

三、饮水水质与地方性甲状腺肿

人体所需碘来自食物和饮水。在食物不变的条件下饮水水质与地方性甲状腺肿有直接的关系。饮水的改变可以左右本病的消长。

王明远、章申等(1983)曾对我国201个地区的饮用水的碘含量和地方性甲状腺肿患病率作相关统计分析，发现两者呈抛物线关系（图3-3）。如果以地方性甲状腺肿患病率5%作为划分病区的标准，确定饮用水碘的最适浓度的上、下限分别为10μg/L和300μg/L。当低于最适浓度的下限时，水中碘的浓度越低，地方性甲状腺肿患病率越高，两者呈负相关；当高于最适浓度上限时，水中碘的浓度越高，地方性甲状腺肿患病率越高，两者呈正相关。一般，缺碘性甲状腺肿分布广泛，高碘性地方性甲状腺肿分布有限。即大多数情况下，饮用水中的碘与本病患病率之间为负相关关系（表3-1）。因此，目前关于饮用水中碘含量标准，一般认为不得小于10μg/L，最低不得小于5μg/L（发病极限标准）。

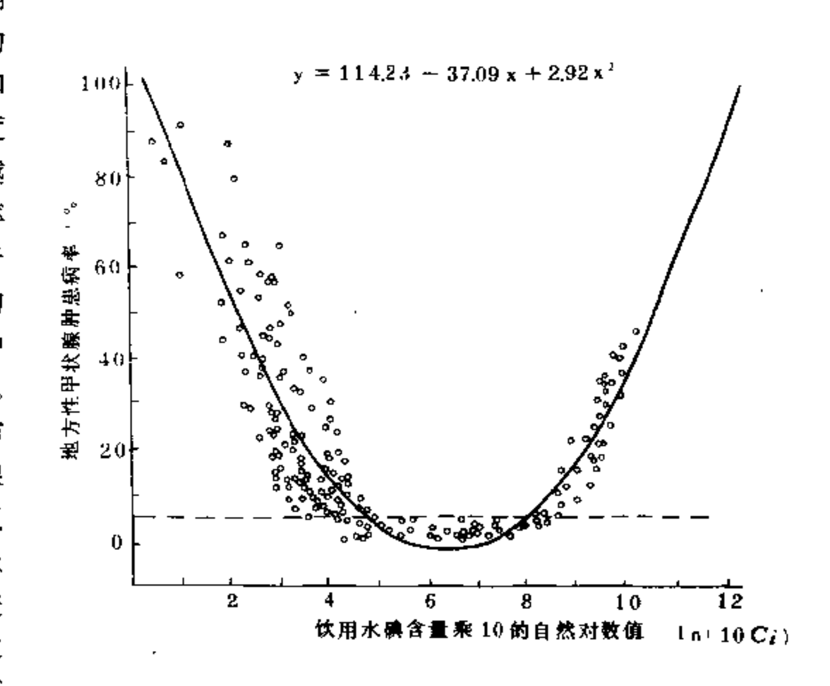


图3-3 饮用水的碘含量与地方性甲状腺肿的相关关系

表3-1 饮水中的碘与地方性甲状腺肿患病率

饮水的碘含量(μg/L)	0.0—2.0	2.0—5.0	5.0—10	>10
地方性甲状腺肿患病率(%)	50—30	30—10	10—0	0

环境中存在着许多干扰、影响、抑制人体吸收碘的因素。如饮水中有较多的Ca、F、Mg、Mn等元素，或富含腐殖酸，或富含微生物，都能影响人体对碘的吸收利用。这些成分称为致甲（状腺肿）诱发物质。食物中也可能存在这些物质。由此造成有的地区水土中的

碘含量并不低，可是仍有该病流行。

选用适宜的饮水和食物，食用碘盐或海菜可以有效地防治本病。

第二节　地质环境与地方性氟病

一、概　述

地方性氟病是因环境和饮水中氟过剩或不足而引发的地方性疾病。氟是一种重要的生命必需微量元素，其80—85%都集中于骨、齿中，是构成骨、齿的重要元素。氟亦具有双侧阈浓度效应。在高氟区环境中，人体摄入的氟过剩，便会引起慢性氟中毒，导致骨、齿病变。轻者为斑釉齿(亦称氟斑牙)，重者为"氟骨症"(骨持续性疼痛，严重者脊柱弯曲、四肢变形、瘫痪等)。在低氟区，因氟不足影响骨齿的生长发育，出现龋齿(牙釉发育不良，致使牙齿易腐蚀、磨损，而形成龋洞，严重者牙齿脱落)，也常出现骨质松脆病、佝偻病。

氟地方病在世界范围内广为流行，危害极大。据统计，仅氟斑牙患者就近2亿人。氟病的分布可分为地带性的及非地带性的。地带性的氟病与地理纬度有关。其中，以氟过剩为特征的氟病(氟斑牙、氟骨症)主要分布在干旱及半干旱带，以氟不足为特征的龋齿主要分布于湿润带或高山地带。非地带性氟病的分布与火山、温泉以及含氟的矿床有关，它遍于世界许多地区。我国的氟病分布也很广，20多个省(区)都有分布，其中以氟过剩的地方性氟病为主(图3-4)，地带性和非地带性的氟病都有，其分布规律与我国氟物质来源的地质地球化学背景有关。初步估计，我国地方性氟病患者有5000万左右。

二、地质环境与地方性氟病

氟在地壳中的丰度(克拉克值)为625ppm。已知含氟矿物约150种左右，其中以火成岩含氟矿物最多，含氟硅酸盐分布最广泛，其次是含氟卤化物。含氟矿物主要有萤石(CaF_2)、氟磷灰石〔$Ca_5(PO_4)_3F$〕、水晶石(Na_3AlF_6)、黑云母$K(Mg,Fe)_3$〔$AlSi_3O_{10}$〕$(F,OH)_2$、金云母KMg_3〔$AlSi_3O_{10}$〕$(F,OH)_2$等。沉积岩中的氟含量一般比地壳的平均含量低，其中以页岩和膨润土中氟含量较高。上述岩石矿物的风化溶解是天然水中氟的主要来源。

氟在自然界中主要以F^-的形式存在。氟与一价的碱金属形成易溶的氟盐(NaF、KF等)，与碱土金属形成难溶的氟化物(如氟镁石MgF_2、萤石CaF_2)，与稀土元素形成许多氟化物〔如钇萤石$(Ca,Y)F_2$、铈萤石$(Ca,Cl)F_2$、氟铈镧矿$(Ce、La)F_3$〕，在岩浆岩及热液矿物中形成含氟铝硅酸矿物。氟的电负性(3.95)在所有元素中是最高的，这种特性使氟的许多化合物和络合物是稳定的，不易水解，电离也很弱，如$(BF_4)^-$、$(AlF_6)^{3-}$、$(SiF_6)^{2-}$及氟与PO_4^{3-}、CO_3^{2-}、ASO_4^{3-}、VO_4^{3-}、SiO_4^{4-}等结合的络合物形式，在表生带环境中具有很高的迁移能力。氟在酸性环境中一般以络合物的形式迁移，在碱性环境中多呈离子状态。

由于自然地理条件不同，土壤的含氟量差异较大。另外，土壤含氟量往往还与其成土母岩的性质有关。一般，在湿润气候带的灰化土带，森林灰棕壤带和热带雨林的红壤带，有利于氟的迁移，土壤中氟的含量较低，多为1.3×10^{-2}—2.8×10^{-2}%。干旱和半干旱草原

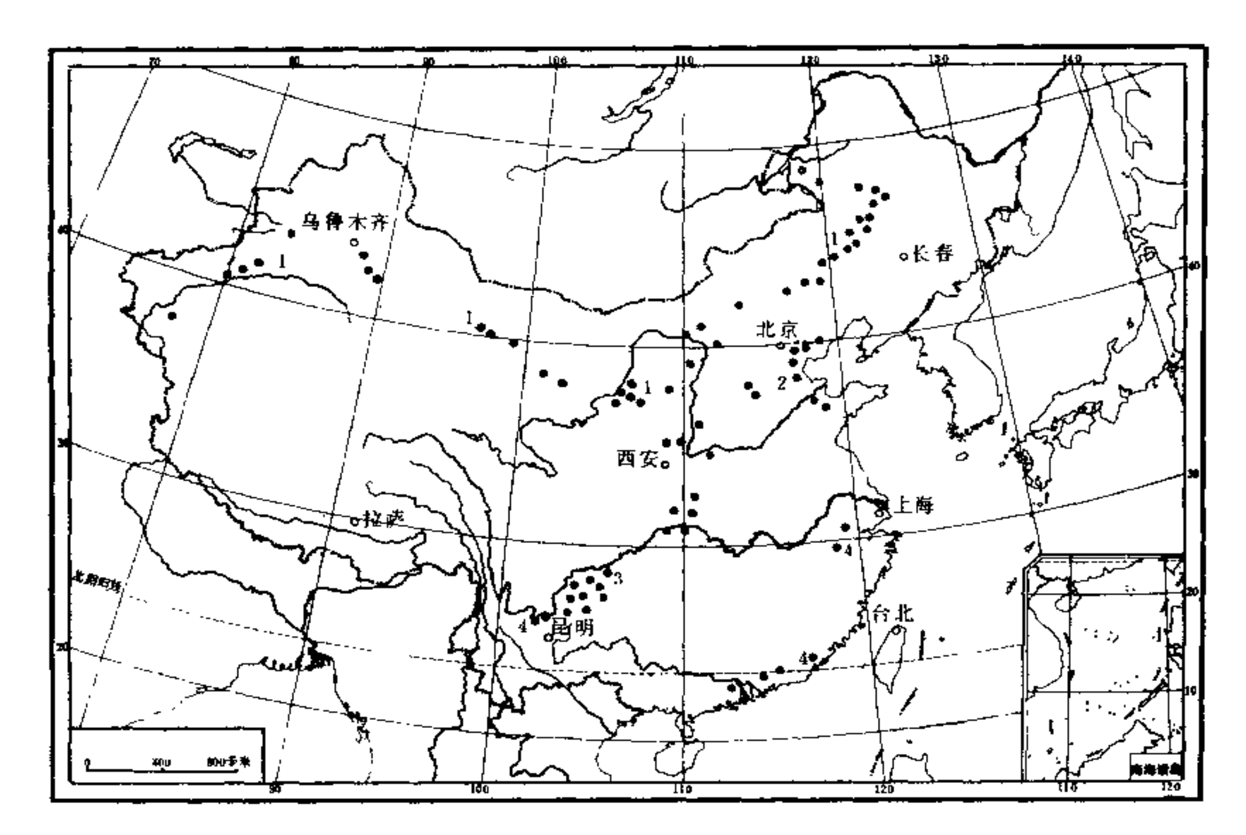


图 3-4 中国地方性氟病分布示意图

1. 我国北方沙漠外围大致自东向西呈一带状分布的高氟地区 2. 我国北方沿海局部高氟地区

3. 我国南方大致呈东北西南向高氟地区 4. 零星局部高氟地区

的黑钙土、栗钙土含氟量较高，为 2.4×10^{-2}—3.2×10^{-2}。在盐渍土和碱土中含量更高。

氟在天然水中广泛分布，但极不均一。大气及大气降水的氟主要来自火山喷气和工业废气，其氟含量约为 0.05—0.10mg/L。海水中氟约为 0.1mg/L，河水中为 0.03—7mg/L，盐湖中最高，为 20—40mg/L。

地下水中氟的主要来源是氟盐及含氟硅酸盐矿物的溶解和水解作用。其次是含氟的大气降水。地下水的含氟量取决于地质、地貌及水文地质条件。地下水中的含氟量与所流经的岩石或包气带地层的含氟量密切相关，含氟量高的地层或包气带，其地下水的氟浓度也高。就水文地质条件而论，水交替弱，地下径流缓慢地区，地下水 F^- 含量高。地下水中的 F^- 多富集于 HCO_3-Na 型的碱性地下水中。高温地下热水中 F^- 含量也较高。地下水中 F^- 含量与硬度多呈负相关。地下水氟含量变化范围很大。一般，潜水为 0.02—18mg/L，承压水为 0.5—1.0mg/L，高矿化的地下水为 3—5mg/L，温泉水为 1.5—18mg/L。

天然潜水中氟的含量与气候带密切相关。水中氟的富集主要出现于降水量小、蒸发量大的干旱地区。一般在湿润气候带约为 0.05—0.20mg/L；在干旱草原气候带为 2—12mg/L。水中氟的含量还受地貌和微地貌的控制。一般是山区低(0.02—0.2mg/L)，平原高(0.3—0.8mg/L)。在高氟区、岗地低(1.5—3.0mg/L)，洼地高(>10mg/L)。

潜水中氟的分布有明显的地理分带性。在山区淋滤带潜水中含氟量为 0—0.5mg/L，在平原区潜水中含氟量为 0.5—1.5mg/L，而在大陆盐化带潜水中含氟量为 0.8—3.0mg/L，甚至最高可达几十 mg/L。

地方性氟病的形成和分布与水文地球化学环境密切相关，其主要成因类型见表 3-2。

总的趋势是氟中毒性疾病分布于元素富集的水文地球化学环境，龋齿主要分布于元素强烈淋溶的水文地球化学环境。

表 3-2　氟病的水文地球化学成因类型

病型	分布规律	水文地球化学类型	氟的主要来源	氟富集贫化的主要作用	控制因素	分布区域
斑釉齿（氟斑牙）、氟骨症	地带性	Ⅰ 蒸发浓缩型	土壤和浅层岩石中的氟	溶滤、蒸发、浓缩作用	自然地理条件及围岩中氟含量	中国、前苏联干旱区域
	非地带性	Ⅱ 温泉热水型	深部岩石	热溶滤作用	受围岩氟含量及地下水物理性质及化学成分控制	美国西部、意大利、新西兰、中国（如北京小汤山及怀来温泉）
		Ⅲ 含氟矿床型	萤石，磷灰石钨矿及多金属矿床	风化，淋滤及气体扩散作用	矿床所处自然地理条件	埃及、突尼斯、阿尔及利亚、摩洛哥及中国
		Ⅳ 火山型	火山喷发气体、灰尘及热水	气体扩散及热水溶滤和水汽冷凝作用	活火山活动及分布区	意大利的维苏威火山、日本的“阿苏”等
龋齿	地带性	Ⅴ 淋失贫化型	岩石土壤中氟元素贫化	强烈淋失造成F、Ca、Mg、P、S不足	植被发育，降雨充沛，弱酸性水强淋失造成酸性软水	中国东北的许多地方

总的来说，我国一些干旱的内陆盆地，花岗岩或碱性岩浆岩风化壳分布区，以碱土为主的盐渍化地区，含氟岩石分布区，高温含氟热水，温泉出露区，氟污染区，地下水中氟大量集聚，是地方性氟病的高发区。

三、饮水与地方性氟病

人体每天摄取的氟，约有 1/3 来自饮水，2/3 来自食物。然而饮水中的氟大部分为人体所吸收，而食物中的氟则很少被吸收。因此，实际上饮水是人体氟的主要来源（约占 65%）。所以饮水中氟含量的高低与地方性氟病有直接的关系（表 3-3，3-4）。

世界各国关于水中氟的适宜含量没有一个统一的标准（表 3-5）。因为，各地的水化学类型、气候条件、生活习惯等不同。但总的来说，人体对氟的反应比较敏感，所以饮用水中氟的适宜浓度较小，大约为 0.5—1.0mg/L。一般来说，大于此限，出现斑釉齿（氟斑牙）和氟骨症；小于此限，则出现龋齿。

表 3-3　氟病与饮用水中氟含量的关系(据《环境医学》)

饮水含氟量 (mg/L)	调查人数	斑釉齿		氟病	
		人数	%	人数	%
1.0—1.5	3129	833	26.6	56	1.8
1.6—3.9	33070	15529	46.9	3489	10.6
4.0—7.9	64623	42737	66.1	13340	20.6
8.0—20	17579	12938	73.6	5699	32.4
合　计	118401	72037	60.8*	22584	19.0*

* 为平均百分数

表 3-4　饮水的氟含量与斑釉齿氟骨症的检出率(据林年丰,1985)

饮水的含氟量 (mg/L)	<0.7	0.7—10	1.0—1.5	1.5—5.0	5.0—10	>10
斑釉齿检出率 (%)	—	≤5	20	50	70	>70
氟骨症检出率 (%)	—	—	1.5	15	30	>30

表 3-5　饮水中氟含量的限量规定

国　别	世界卫生组织 (WHO)	中　国	日　本	美　国	欧　洲	前苏联
氟含量 (mg/L)	0.6—1.7	0.5—1.0	0.8	0.7—1.2	0.7—1.7	1.5

我国地方性氟病主要是饮水型(少数还有食物型和高氟煤烟污染型)。因此,只要调节饮水中氟的余缺,就可获得理想的防治效果。在高氟地方病区寻找低氟水是水文地质工作者的一项重要任务。对饮水降氟也是一个途径。通常采用的方法为混凝沉淀法和滤层吸附法两类。前者常采用的降氟剂是硫酸铝或氯化铝等。后者常采用的方法为活性氧化铝除氟等。在低氟区预防龋齿的方法是对饮水进行"氟化",将水的含氟量提高到 0.6—0.8mg/L,通常采用的氟化剂是 NaF、Na_2SiF_2、KF、CaF_2 等,以前两种最好。

第三节　地质环境与大骨节病

一、概　述

大骨节病是一种骨关节肿痛、弯曲、畸形的地方性疾病,在我国的黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、河南、山东、山西、四川、甘肃、青海、西藏和台湾等 14 省区都有分布。在前苏联、瑞典、日本、朝鲜、越南等国亦有本病流行。大骨节病多分布于偏僻的农业区和牧业区。我国大骨节病患者约有几百万。它严重地摧残人类的健康,损伤劳动力,甚至造成终身残废。

从 1844 年 И·M·尤兼斯基在亚洲东部赤塔州的乌洛夫流域发现本病以来,至今已有百余年。长期以来,中外的许多研究者对本病进行了研究,提出了有机说、无机说、营养说和食物性真菌中毒说。目前,关于本病的病因还没有公认的结论。下面仅从地质环境与

大骨节病的关系进行论述。

二、地质环境与大骨节病

(一)地貌与大骨节病

大骨节病具有明显的地方性。它主要分布于我国东南部季风湿润带和西北内陆干旱带之间的过渡带。然而,在这一广阔的地带内并非都有本病流行。而且,在沙漠地区和热带湿润地区也都有大骨节病。这与局部的水文地球化学环境有关(图 3-5)。

本病横跨寒、温、热三大气候带,在山区、丘陵、高原、平原、沙漠都有分布。因此,宏观地貌不是本病分布的特征,微观地貌对本病的分布起了明显的控制作用。大骨节病病村多分布于各种地貌、地形的相对低洼处,该处水流不畅,土壤潮湿,植被发育、腐殖质富集。例如,黄土高原的残塬边坡、沟壑地形,湖沼相沉积的平原或宽谷。凡属高亢、开阔的地形病情几乎都很轻,见表 3-6,表 3-7。

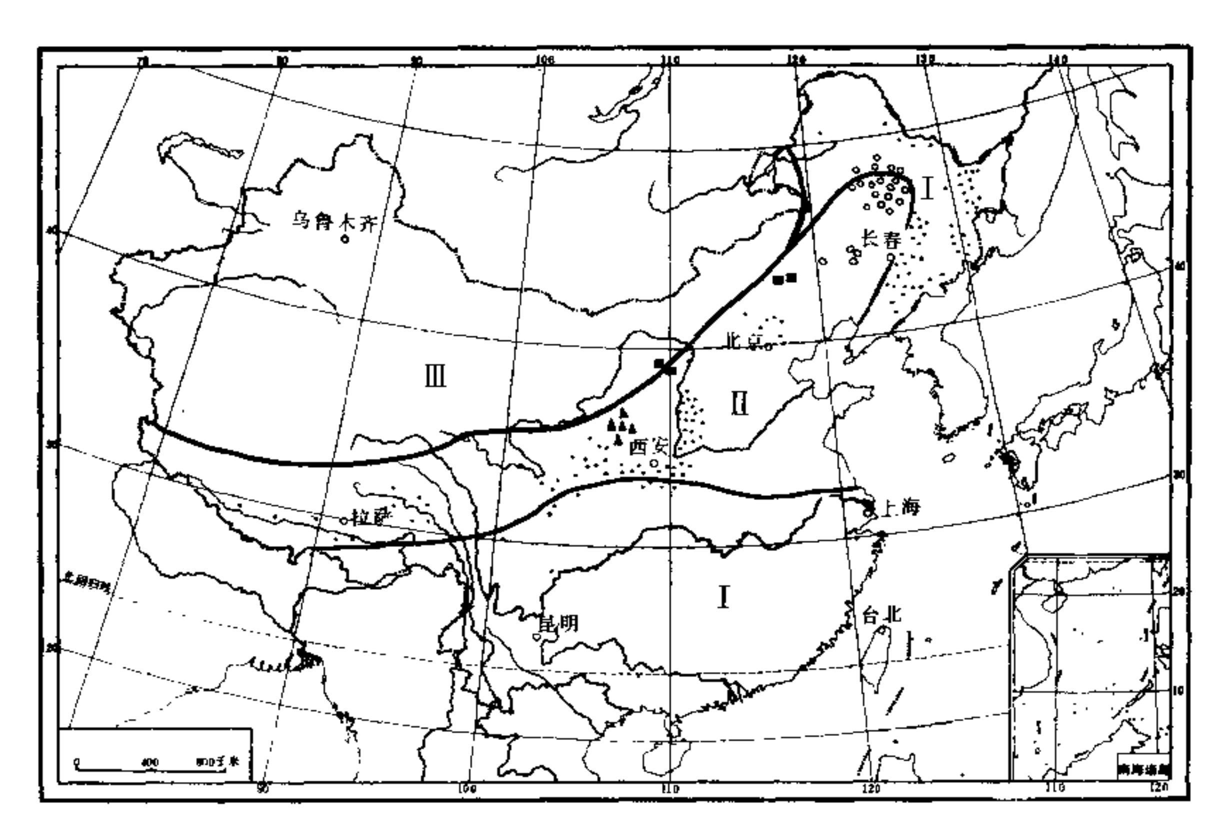


图 3-5　中国大骨节病分布略图

Ⅰ 湿润带(干旱系数<0.5—1.5) Ⅱ 过渡带(干旱系数 1.5—5.0) Ⅲ 干旱带(干旱系数>5.0)

●表生天然腐殖环境病区类型 ○湖沼相沉积环境病区类型▲黄土残塬山丘沟壑窖水病区类型

■半沙漠草炭沉积环境病区类型

表 3-6　我国主要大骨节病病区病情与地貌的关系统计表

地貌		村庄数	发病率(%)
山区	山岗、山坡	29	5.50
	山间沟谷	23	33.60
	山间河谷	10	31.24
	山间盆地	9	38.20
平原	湖沼相沉积区，河流沼泽沉积区	11	56.26
黄土高原	黄土塬面	15	5.60
	梁峁地形	5	13.34
	黄土川道	4	12.88
	黄土沟谷	11	45.34
	黄土残塬边坡	10	49.63

（二）大骨节病的地质环境类型

大骨节病区的地质环境可划分为四种主要类型(图 3-5)。

1. 表生天然腐殖环境病区

本区的气候较湿润，植被茂盛，枯枝落叶广布，沼泽发育，草炭堆积，腐殖质丰富，土壤多为棕色、暗棕色森林土，草甸沼泽土和沼泽土等。地表水、潜水中腐殖质含量高，水质不良。在本区多饮用沼泽甸子水、沟水、渗泉水。大骨节病病村多分布于分水岭两侧河流中上游的谷地、山间盆地、碟形洼地。或分布于高原盆地、谷地。

2. 湖沼相沉积环境病区

本病区主要分布于松辽平原，松嫩平原和三江平原的部分地区。主要为半干旱草原、稀树草原景观。土壤有草甸黑钙土、硫酸盐黑钙土、草甸盐碱土、草甸沼泽土和沼泽土等。区内地势低平，水流不畅，沼泽湖泊星罗棋布，有的已被疏干开垦。本病区地表景观无明显特征，而与古地理环境密切相关。发病与否主要决定于水井穿过的地层。凡取用冲积层的水，水质较好，一般无病。凡水井穿过湖沼相地层，多病情重。在上述地层中常可见到半腐烂的草根、枝叶或树干，水质不良。该区水具有浓烈的腐殖味，H_2S 味。其颜色多为灰黑、灰蓝、灰绿或铁锈色。当把这种水取出地面，经氧化后，均呈浅黄色。本病区大骨节病的发生、消长与饮用水井的性质和水质密切相关。

3. 黄土高原残塬沟壑病区

本病区黄土广布，厚达百余米。因侵蚀作用强烈，水土流失严重，形成残塬、沟壑、梁峁地形。在残塬边坡沟壑之低洼处，土壤湿润、灌木草木滋生。重病村主要分布于黄土残塬边坡沟壑部位，群众多饮用窑水、沟水、渗泉水和渗井水，水质不良，大骨节病很重。而饮用基岩裂隙水、冲积或冲洪积层潜水者病轻或无病。属于此类型病区的有渭北黄土高原病区、陇东黄土高原病区、陕北黄土高原病区等。

4. 沙漠沼泽草炭沉积环境病区

本区属干旱、半干旱沙漠自然景观。区内沙丘较多，丘间洼地大小不同。多数干燥无水，少数为芦苇沼泽，底部有薄层草炭。沼泽水呈茶色并且有铁锈的絮状胶体。群众多就地掘井，凡饮用此水者多患大骨节病。饮用泉水或井水者无病。此类病村与微地貌及水源

表 3-7　大骨节病某些典型重、轻、非病村地貌、地形、距离对比表

重、较重病村				轻非病村				地形特点和距离
村名	发病率（%）	水源	地貌	村名	发病率（%）	水源	地貌	
吉林靖宇前双山 吉林桦甸龙王庙	40.0 10.2	浅井 沟水	于塔头甸子 山间沟谷	吉林靖宇小营子 吉林桦甸小红石	8.5 0	泉水 井水	山坡 松花江阶地	一山之隔，相距数km
陕西麟游天堂佛千洞	80.0	河水	天堂河东岸	陕西麟游天堂白家山根	3.0	井水	基岩裂隙水	一河之隔，相距2km
吉林辉南抚民下集场	47.5	井水	河谷甸子	吉林辉南抚民武家沟	8.8	泉水	灰岩裂隙水	一沟之隔，相距1km
吉林桦甸大卜吉	25.0	井水	沟谷	吉林桦甸大卜吉东山屯	1.3	泉水	山上、基岩	山上山下，相距0.5km
吉林抚松马鹿沟五队 吉林抚松长隆屯	14.1 34.8	井水 井水	坡下 塔头甸子	吉林抚松马鹿沟三队 吉林抚松兴隆屯	0 5.6	泉水 泉水	山坡、基岩 山坡、基岩	坡上，相距0.5km 坡下，相距不到1km
黑龙江北安前兴有屯 黑龙江农场新华16团26连	42.75 71.40	井水 井水	涝洼甸子 涝洼甸子	黑龙江北安后兴有屯 黑龙江农场新华16团4连	5.97 轻-无	井水 井水	岗地、花岗岩 岗地、花岗岩	岗上岗下，相距2km 平地，相距4km
吉林桦甸东安屯	13.30	泉水	山间谷地	吉林桦甸共和屯	0	泉水	山谷沟口	沟脑沟口，相距约1km
吉林靖宇龙泉八队（后街） 黑龙江桃山复兴二队（后街）	40.90 74.10	井水 井水	塔头甸子 极重污染	吉林靖宇龙泉一队（前街） 黑龙江桃山复兴二队（前街）	16.66 28.10	井水 井水	山麓 较重污染	一街之隔，相隔1km 一街之隔，相距100m
黑龙江尚志亚布力光辉主屯 黑龙江尚志苇河合顺主屯	29.76 16.26	井水 井水	涝洼甸子 涝洼甸子	黑龙江尚志亚布力光辉主屯 黑龙江尚志苇河合顺主屯	0 0	泉水 泉水	坡上 坡上	同一村内，相距200m 同一村内，相距100m
黑龙江农场新华16团26连	71.40	井水	涝洼甸子	黑龙江农场新华16团25连	0	井水	河砂岗地	同处泛滥平原之上，相距3km

的关系最为明显，多呈“岛状”分布。

三、水源水质与大骨节病

（一）水源类型与大骨节病

采用的饮水水源类型不同，发病率相差悬殊（表 3-8）。饮窖水、沟水者发病率很高；饮清泉水、深井水者发病率很低，甚至不发病。

表 3-8　我国各主要大骨节病病区饮水水源与发病率关系

病　区	发病率(%) 均值/最小—最大 (水样数)							
	窖　水	沟　水	河　水	渗井水	井　水	渗泉水	泉　水	资料来源
黑、吉、川、陕、陇、鲁病区	51.61 16—71 (8)	31.65 5.8—66.6 (25)	—	34.43 12.4—84 (58)	4.96 2.0—8.8 (6)	23.38 8.5—66.0 (16)	2.90 1.3—8.4 (20)	长春地质学院地方病科研组
陕西省永寿县病区	12.29±1.3 16.5—79 (137)	—	—	21.3±18.4 6.4—64.9 (16)	7.85±1.8 1.14—13.1 (7)	86.76±2.4 10.7—61.5 (16)	0 (3)	长春地质学院地方病科研组
陕西省永寿县病区	36.12 11.8—88.2 (105)	—	—	26.62 11.1—51.4 (34)	4.71 1.5—8.1 (17)	22.74 14.5—33.5 (19)	6.65 1.7—8.4 (4)	陕西永寿县卫生防疫站
陕西永寿、乾县病区	38.40	—	1.0	20.4	—	28.3	4.2	中国科学院西北水土保持生物土壤研究所
陕西麟游县病区	40.5	49.2	16.66	—	—	29.3	—	中国科学院南京土壤研究所
黑龙江省尚志县病区	—	—	—	31.8	—	—	2.1	黑龙江省大骨节病研究所
黑龙江省尚志县病区	—	—	21.0	33.3	—	—	4.0	黑龙江省尚志县地方病防治所
山西省安泽县病区	32.88	41.29	30.83	—	12.28	45.14	—	山西省卫生防疫站
各病区发病率平均值	34.48	40.38	17.37	25.12	7.32	30.94	3.31	

(二)饮水水质与大骨节病

饮水水源类型直接反映了饮水水质。饮水水质与本病的关系极为密切。长春地质学院地方病科研组选用 5 项指标将各种饮水水质好坏划分为 5 级(表 3-9),并采用肯多鲁(Kendoll)等级相关分析法对饮水水质与大骨节病的发病率进行等级相关分析,发现二者

表 3-9　大骨节病病区饮水水质分级

病情等级(检出率%)	饮水水质参数						水质判断
	水质级别	色	嗅	味	沉　淀	腐殖酸(mg/L)	
极　重(>20%)	极　差(Ⅴ)	严重着茶、黄、红、铁锈、蓝、绿、灰等色	可明显品出各种异味	可明显品出各种异味	各种絮状沉淀物很多	>0.5	患病饮水
重(10—20)	差(Ⅳ)	较严重着色	异味较重	异味较重	沉淀较多	0.2—0.5	
中(5—10)	中等(Ⅲ)	较轻着色	异味较轻	异味较轻	沉淀较少	0.1—0.2	
轻-非(<5)	较　好(Ⅱ)	着色极浅或无	很难察觉异味	很难察觉异味	沉淀较少或无	0.05—0.1	健康饮水
非(0)	好(Ⅰ)	透明无色	无异味	清甜可口	无沉淀	<0.05	

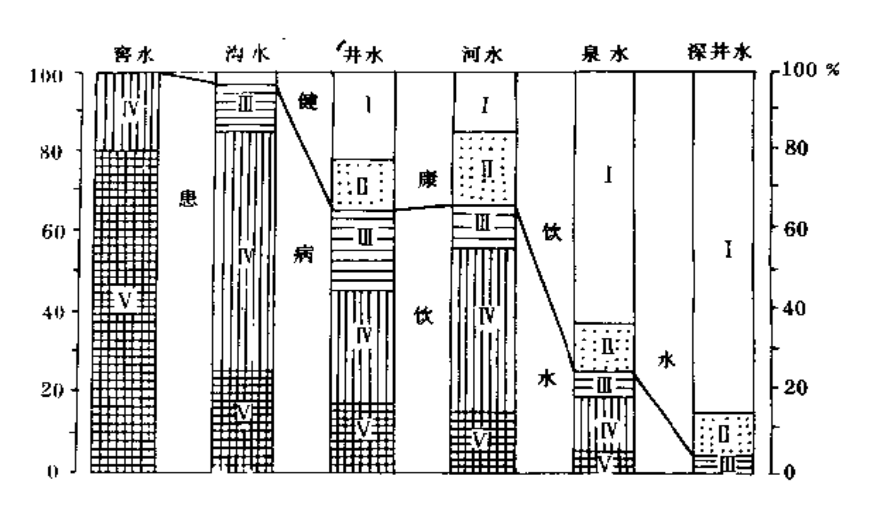


图 3-6 饮用水水质与大骨节病情关系图解

Ⅰ. 水质好，无病，腐殖酸<0.05mg/L；Ⅱ. 水质较好，无病-病情轻，腐殖酸 0.05—0.1mg/L；Ⅲ. 水质中等，病情中等，腐殖酸 0.10—0.20mg/L；Ⅳ. 水质差，病情重，腐殖酸 0.20—0.50；Ⅴ. 水质极差，病情极重，腐殖酸>0.5mg/L

有极为显著的相关关系(图 3-6)。病区饮水中的腐殖酸(—OH)含量的均值(0.52ppm)显著高于非病区饮水中腐殖酸(—OH)的含量均值(0.042ppm)，二者有非常显著的差异。进而对病区饮用水腐殖酸(—OH)的含量与发病率进行回归分析，相关极为显著(图 3-7)。因此，目前，一般认为，饮水中的腐殖酸(—OH)可能是大骨节病的致病因子。

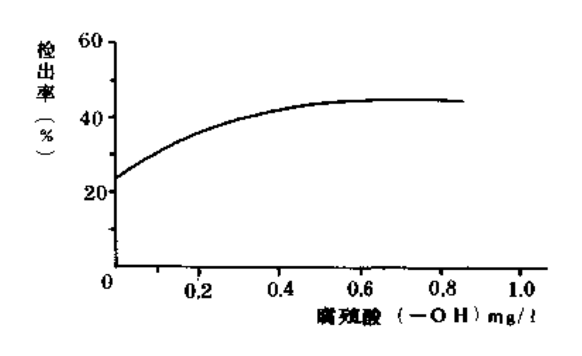


图 3-7 大骨节病检出率与腐殖酸含量回归曲线

另外，根据全国部分病区，非病区的化验资料，在无机元素方面，病区水 Se 显著低于非病区水 Se(0.17<0.97ppb)。这是一个很值得注意的问题。

一些研究者认为，大骨节病的病因可能是一组复合因子所致：

$$X=Y+Z_n \tag{3-1}$$

X——复合性病因；Y——致病因子；Z_n——条件性因子，如营养条件因子(Z_1)，营养元素 Se(Z_2)，体质条件因子(Z_3)，负荷性条件因子(Z_4)。

致病因子(Y)是决定大骨节病发生与否的根本因素，它的组成和分布是有明显的地方性。条件性因子(Z_n)是影响发病与否和病情轻重的条件因素，它的构成和分布没有地方性。因此，防治大骨节病的根本原则是设法限制和消除致病因子，积极调节和改善条件因子。

实践证明，改水防病是一种行之有效的措施。通过各病区的防病改水实验证实，改饮腐殖酸(—OH)含量低的水可以有效地地减少或杜绝大骨节病的发生。如能将病区饮水中的腐殖酸(—OH)含量控制在 0.05mg/L 以下，就可以收到明显的效果。大骨节病区饮水水质评价标准参见表 3-9。

第四节　地质环境与克山病

一、概　述

克山病是一种慢性病程、以心肌损伤或坏死为主要症状的地方性心肌病。1935 年冬最早发现于我国黑龙江省克山县，因病因不明，故名克山病。据考证，该病可能在 200 多年前已有流行。克山病在黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、河南、山东、山西、陕西、甘肃、四川、云南、湖北、西藏等 14 省区都有分布。从整体上看，病区从黑龙江省至云南省，大致呈 EN-SW 向带状分布(图 3-8)。本病在日本、朝鲜等国亦有发生。

克山病的病因目前还不十分明确，因此，关于克山病的病因学说较多，可概括为生物病因学说、营养缺乏说和水土病因说三大类。其中水土病因说又分为中毒说(NO_2^-、Ba、有机物中毒)和缺乏说(Se、Mo 缺乏)两类。但一般认为克山病与自然环境和饮水有关。我们主要论述地质环境及饮水水质与克山病的关系。

二、地质环境与克山病

克山病的分布有明显的地方性，其分布大致与大骨节病相同，但也略有差异。根据地质环境特征，可把病区划为三种类型(图 3-8)。

1. 天然腐殖环境病区(东北型)。本病区属表生天然腐殖环境或湖沼相沉积环境，病区多饮用富含腐殖酸的潜水或地表水。其特点是克山病与大骨节病的分布和病情轻重基本平行，往往克山病病村又是大骨节病病村。克山病患者又是大骨节病患者。本类型病区以东北病区为代表。

2. 黄土残塬山丘沟壑病区(西北型)。以陕西渭北黄土高原、陇东黄土高原病区为代表。病村多饮用受有机污染的窑水、渗泉水和沟水。本类型病区的特点是：克山病与大骨节病的分布基本一致，可是大骨节病病情普遍较重，而克山病病情很轻或无。

3. 高原山丘坝子病区(西南型)。属此型的有云南高原病区、川东山地丘陵平坝病区等。病村多饮用水田渗井水、沟水、坑塘水和涝池水，水质不良，有机污染严重。本类型病区的主要特点是只有克山病而没有大骨节病。

以上三种类型病区其共同特点是具有区域的或局部的，天然的或人为的富含腐殖质的还原的水文地球化学环境。一般，干旱的有机物缺乏的碱性氧化环境无克山病。

我国一些研究者(谭见安等，1988)通过对我国主要克山病区和非病区进行的系统调查、采样、分析及多元素筛选，认为我国有环境低硒带(即土壤含硒量低，粮食含硒量低，人体硒营养低)的存在，这个低硒带的分布正好与克山病的地理分布相一致。据此认为，克山病是环境缺硒所致。这个问题还需做进一步的研究。

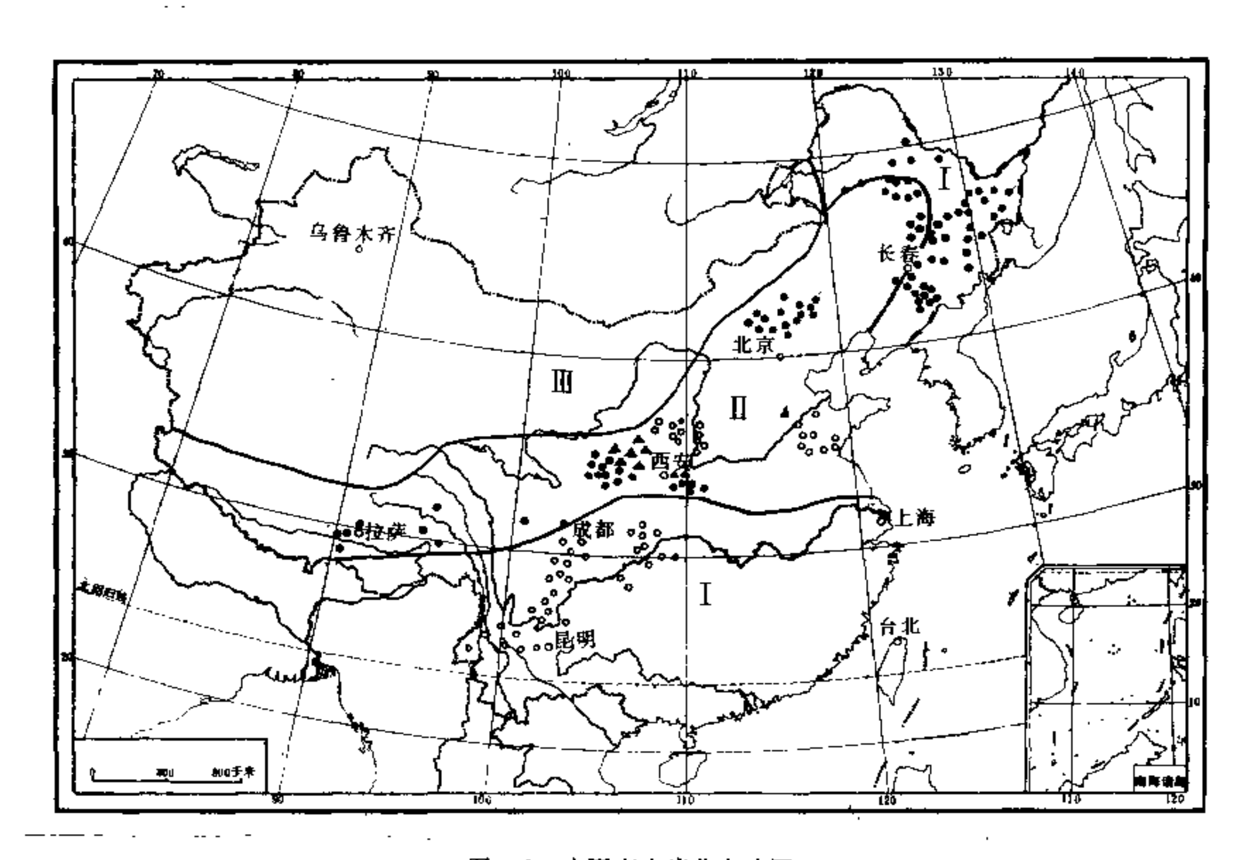


图 3-8　中国克山病分布略图

Ⅰ湿润带(干旱系数<0.5—1.5);Ⅱ过度带(干旱系数1.5—5.0);Ⅲ干旱带(干旱系数>5.0)

●天然腐殖环境病区类型(东北型)▲黄土残塬山丘沟壑病区类型(西北型)○高原山丘坝子病区类型(西南型)

三、饮水水质与克山病

饮水水质与克山病的关系早已为人们所重视。病区环境多富含腐殖质,水多受有机污染,水质不良。

据对我国主要病区的调查统计和对腐殖酸(—OH)的系统分析化验结果,患病饮水中,腐殖酸(—OH)的平均含量为0.18mg/L,较重病村其含量大于0.26mg/L。轻、非病村则小于0.10mg/L。健康饮水中,腐殖酸(—OH)平均含量为0.06mg/L,在各病区内,凡饮水中腐殖酸(—OH)含量小于0.04mg/L的村子,很少见克山病。这一事实说明,在病区饮水中腐殖酸(—OH)含量与克山病有明显的正相关。即饮水中过量的腐殖酸(—OH)可能是致病因子。它可能通过二个方面起作用:(1)饮水中的腐殖酸含有多种功能团,它们具有较大的化学活性,可与许多元素形成络合物或螯合物,从而影响人体对Se、Mn、Mg等元素的利用,导致心肌代谢障碍而致病;(2)某种低分子的腐殖酸有可能作为毒物,而直接损害心肌,病区的水土环境有利于嫌气性微生物的孳生,它们及其分泌物可通过饮水的途径而有害于心肌。

在无机元素方面,中国科学院贵阳地球化学研究所经多年研究认为,病区饮水中Na^{+}、Mg^{2+}、Cl^{-}、SO_4^{2-}、HCO_3^{-}等易溶无机元素离子(离子团)显著降低,而可溶性无机元素离子富集地区则很少发现克山病。SO_4^{2-}、Mg^{2+}、NO_2^{-}、pH四个水质参数与发病率密切

相关(图 3-9)。在 $pH-\frac{NO_2^-(>0.2)}{0.2}\sim SO_4^{2-}+Mg^{2+}$座标系中，病区与非病区的分界斜率($f_k$)为：

$$f_k=pH-\frac{NO_2^-(>0.2)}{0.2}+0.01(SO_4^{2-}+Mg^{2+}) \quad (3\text{-}2)$$

当 $f_k>7.4$ 时为非病区饮水，$f_k=6.5-7.4$ 时为极轻病区饮水；$f_k<6.5$ 时为病区饮水。这表明 NO_2^-偏高，pH 值偏低，SO_4^{2-}、Mg^{2+}含量不足时就会引起发病。SO_4^{2+}、Mg^{2+}的含量低与地质侵蚀条件有关，pH 偏低和 NO_2^-升高是还原环境。因而 f_k 也说明克山病病区主要分布在还原作用强烈的地质侵蚀区。

总之，多数研究者认为克山病的病因可能是复合性致病因子所致，也有条件性因子的影响。

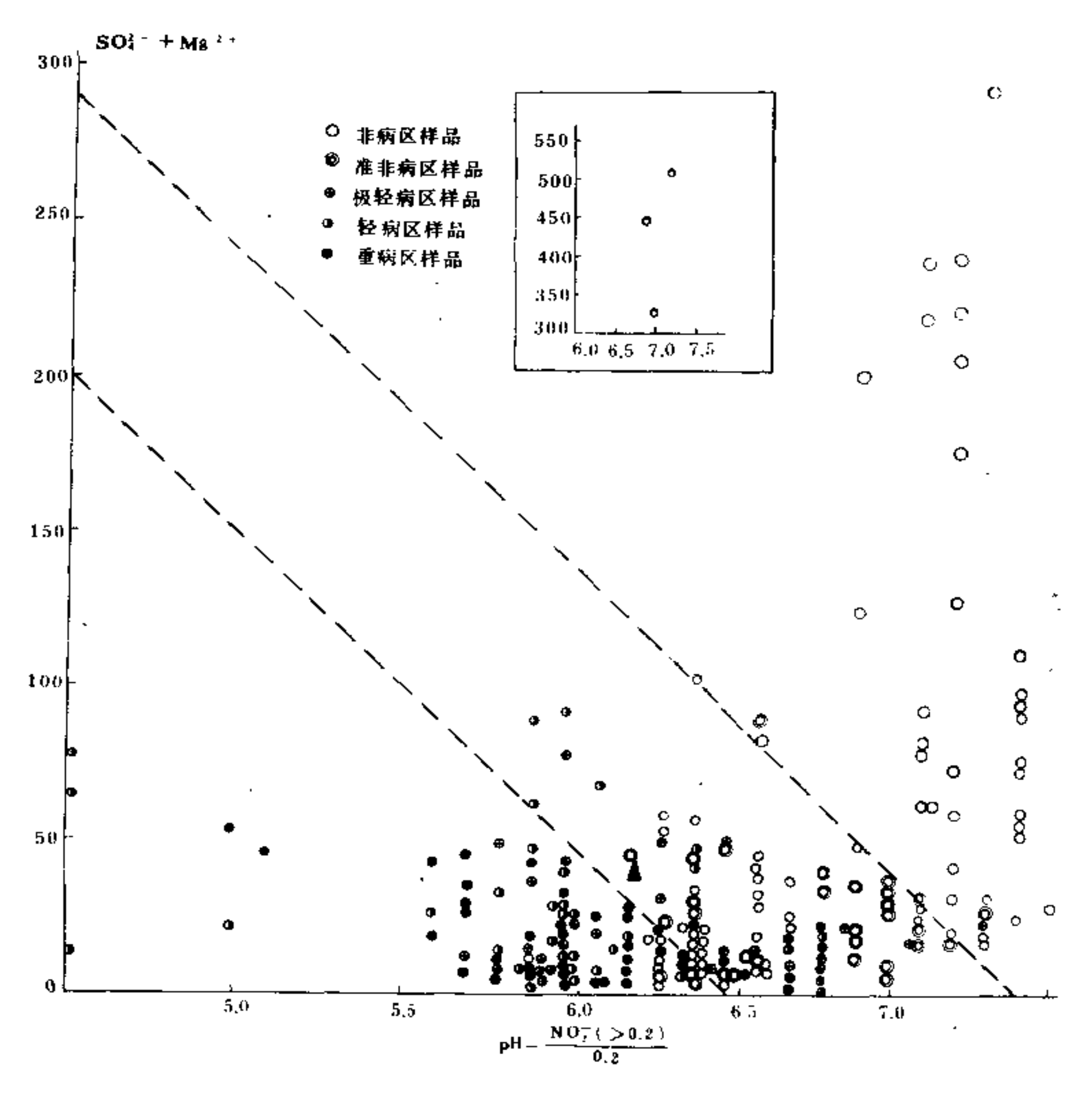


图 3-9 黑龙江省克山县等地区克山病不同病情村屯水样在"$pH-\frac{NO_2^-(>0.2)}{0.2}\sim SO_4^{2-}+Mg^{2+}$"座标系中的分布

通过改水(或换水)可以阻截致病因子进入人体,达到改水防病的目的。通过试验对比,把病区饮水中的腐殖酸(—OH)限制在0.05mg/L以下,可有效地防治克山病的发生。研究还表明,适量服用亚硒酸钠(Na_2SeO_3)片剂对预防克山病有一定效果。

第五节 地质环境与心血管病及其它地方性疾病

一、地质环境与心血管病

心血管病是世界上死亡率最高的疾病之一。近几年来的研究表明,心血管病的分布有明显的地方性,其发病率与地质环境和饮水有密切的关系。不同国家不同研究者得出相同结论,心血管病死亡率与饮水硬度呈显著的负相关。

根据H·A·施罗德,N·P·蔡伯勒斯等人的资料,美国心血管病死亡率与饮水硬度的关系如图3-10。从图可见,美国饮水的硬度东部最低,中西部最高(个别州除外)。致使心血管病死亡率东部高,西部低,其分布有明显的地方性。饮用软水的城市心血管病死亡率高,饮用硬水的城市心血管病死亡率则很低(表3-10)。

英国心血管死亡率最高的地区在英格兰和威尔斯。在那儿约有60多个城镇饮用的都是软水,据M·D·克洛福德等人的研究,心血管病的死亡率与饮水的硬度呈显著的负相关(表3-11)。

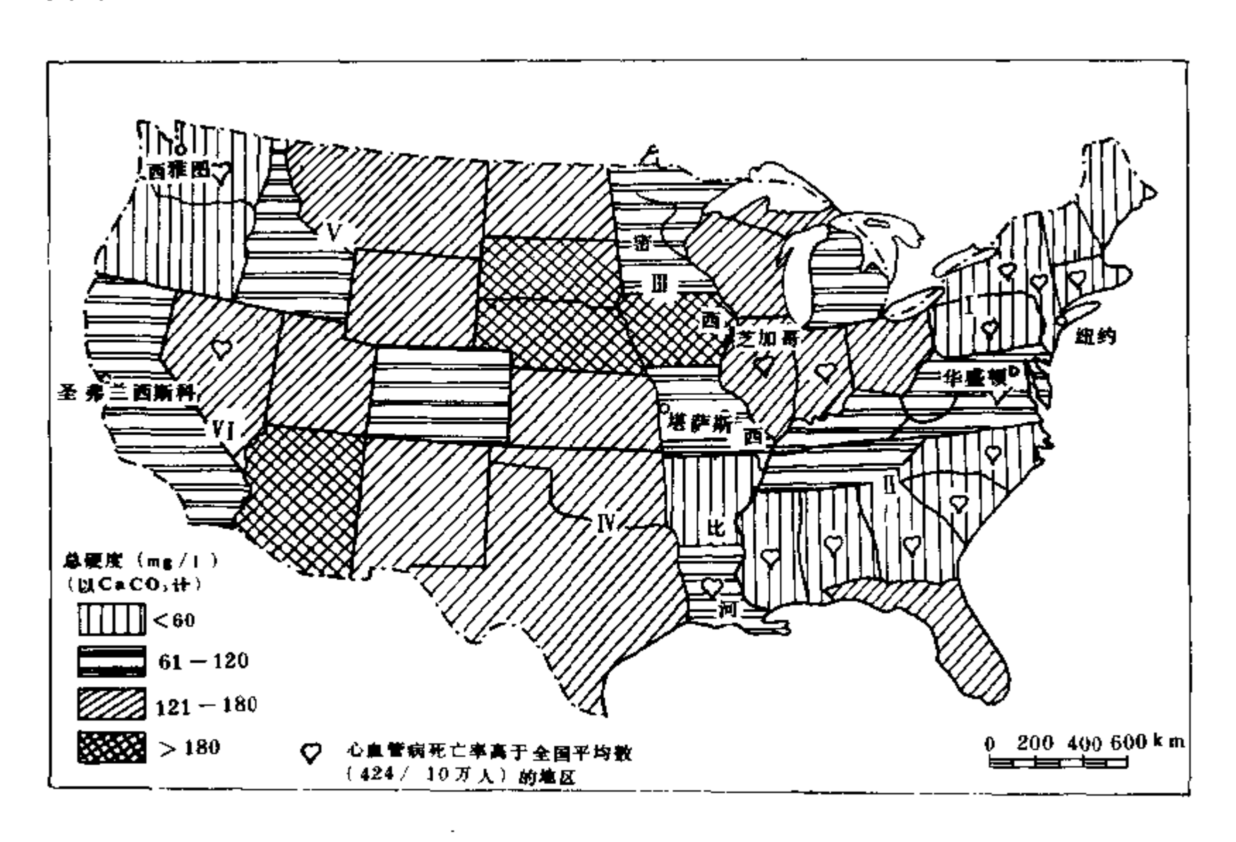


图3-10 美国城镇饮水的硬度与心血管病死亡率分布图

表 3-10　美国城镇饮水的硬度与心血管病死亡率的关系

硬度分级	总硬度 (ppm)	城镇数 (个)	>424* 的城镇数 (个)	占城镇数 (%)
极硬水	>180	7	1	14.20
硬水	120—180	10	1	10.00
适度硬水	60—120	15	5	33.33
软水	<60	17	9	52.94
合计		49	16	32.65

* 美国心血管病平均死亡率为 424/10 万人

表 3-11　英国英格兰威尔斯地区饮水硬度与心血管病死亡率

总硬度 (ppm)	城镇数 (个)	心血管病死亡率(/10 万)	
		男性	女性
<10	8	751	355
10—39	24	721	330
40—69	9	636	306
70—99	13	633	231
>100	7	546	248

英国北部苏格兰的爱丁堡和格拉斯哥两城市心血管病死亡率可能是欧洲最高的，分别为 833/10 万和 795/10 万。而饮水中的 Ca 可能是最低的，分别为 2mg/L 和 7mg/L。

R·马西洛尼(1979)等对瑞典、芬兰、英国、波兰、荷兰、捷克、匈牙利、奥地利和罗马尼亚等欧州 10 国的 15 个城镇心血管病死亡率与自然环境的关系进行了研究。结论指出，心血管病死亡率与饮水硬度呈负相关，与地理纬度呈正相关。

对心血管病死亡率与饮水硬度呈负相关，有如下几种解释：(1)Ca 能阻碍人体对某些有害元素(物质)的吸收；(2)Ca、Mg 对心肌的酶系统以及维持心肌的离子平衡有重要功能，软水区缺 Ca、Mg 便易导致心血管病；(3)软水区多为酸性、弱酸性水，腐殖质含量高，死亡率高，硬水区多为碱性水，而碱性水对心血管病可能有"防御"作用，故死亡率低。

防止心血管病的有效途径是将软水硬化。在美国，许多城市将软水硬化后心血管病死亡率明显降低。

在我国，关于心血管病与环境、水质的关系还需作系统的研究。

二、地质环境与其它地方性疾病

(一)地质环境与癌

癌是一种顽症，占所有疾病死因的第二位，仅次于心脏病。我国每年约有 100 万癌症患者，死亡约 80 万人。研究表明，约有 80%的癌症是由环境因素引起的。有些癌症的分布有明显的地区性和地带性特征，与水文地质环境和饮水有关。

我国食管癌的平均死亡率为 11/10 万，总的分布趋势是北方高于南方，内地高于沿海。我国肝癌的平均死亡率为 10/10 万，主要分布在一些沿海地区，其中以广西的扶绥和江苏启东最高。我国胃癌的平均死亡率为 15/10 万，以西北黄土高原和东部沿海各省较

高。此外，这三种癌症在许多地区有平行出现的现象。

癌症分布的地貌特征更为突出。我国食管癌的死亡率和某些地区肝癌的死亡率有山区高于丘陵，丘陵高于平原的趋势（图 3-11）。

在岩溶地区肝癌死亡率的分布主要受地层岩性和岩溶地貌的影响。在石灰岩峰林槽谷区肝癌死亡率高达 107/10 万，在以砂页岩、砂砾岩为主组成的低山丘陵区死亡率则很低，为 10.7/10 万。

根据目前的初步资料，我国癌症高发区的环境水文地质类型可划分为四种类型，即山区型、岩溶山区型、水网平原型、三角洲平原型。不论那种类型的癌症高发区都以饮用受有机物污染严重的水为主要特征。

饮水水源类型与癌症密切相关（图 3-12）。大量的调查研究资料表明，癌症死亡率与饮水中的 NO_2^- 和腐殖酸等含量之间普遍存在正比关系。

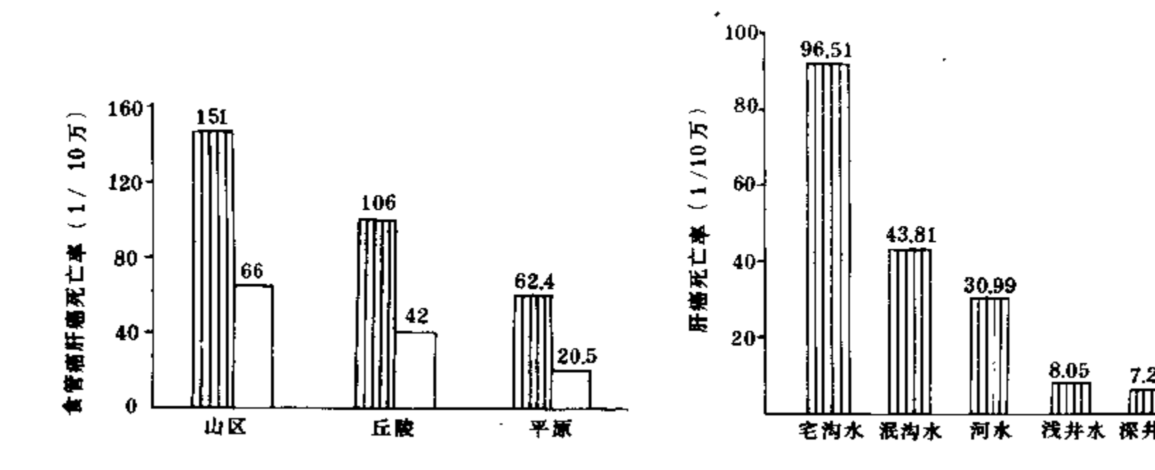


图 3-11 食道癌（竖线）、肝癌（空白）死亡率与地貌的关系　　图 3-12 江苏启东饮水类型与肝癌死亡率

（二）地质环境与脑溢血症

日本是“脑溢血之国”，秋田县为日本之冠。据渡边（1950 年）所编制的脑溢血死亡率分布图和水化学图，脑溢血死亡率与饮水 pH 值呈负相关（即碱性水死亡率低，酸性水死亡率高），与 SO_4^{2-}、SO_4^{2-}/CO_3^{2-} 和 SiO_2 呈正相关。在脑溢血死亡率高的地区多为酸性硅质水。

在我国，地质环境与脑溢血症的关系还需作系统的研究。

思 考 题

1. 甲状腺肿地方病与水文地质环境及饮水水质有什么关系，致病因子是什么？

2. 地方性氟病的水文地球化学类型有哪几种，其主要机理是什么？

3. 大骨节病和克山病与地质环境及水源水质有什么关系？二者在地质环境类型、致病因子及分布上有什么异同？

4. 水文地质环境与心血管系统疾病和癌症有什么关系？

第四章　原生环境水文地质的研究方法

第一节　原生环境水文地质的研究方法

原生环境水文地质问题中主要是地方病，因此，我们以地方病为例，说明其研究方法。

地方病的研究方法是综合性的，地方病的研究必须地学与医学相结合。本学科的研究课题必须以流行病学、临床医学和基础医学的研究成果为依据。首先，医学部门要提出有关疾病的性质、发病率、死亡率及其地区分布方面的资料，而后，地学部门从宏观上探索地质环境因素与疾病的关系，提出防治措施。环境地质工作者所得出的结论正确与否，需要通过临床医学和基础医学的检验。最后，用实验流行病学的方法进行全面验证。

地方病环境水文地质工作同其它水文地质工作一样，需要分阶段进行。其工作程序大致可分为水文地质普查，水化学观则，实验研究，病区饮用水源勘察与防病改水等。这里对每个阶段的工作内容不再详述，只介绍常采用的研究方法。

一、综合调查法

综合调查法是对病区和非病区进行地学和医学的综合对比调查。这是一种基本研究方法。

首先是对人群疾病的调查和可能与发病有关的社会、经济、生活等因素的调查。如调查地方病的流行历史、症状、疾病的人群分布，发病率与死亡率，调查人群的食物品种、饮食习惯、营养状况等。查明疾病的流行特点和规律。因为，有些地方性疾病或生物地球化学地方病不单是某一或某些元素的缺乏或过剩，而且还与某些社会因素、生活因素有关。

第二步是对自然环境因素进行调查。调查访问近百年或近几十年来自然环境的变化情况。例如：森林开发、土地垦殖、水利工程兴建、河流改道、山崩、地震、气候演变、盐土的发展趋势、沙丘的移动等。上述局部环境变化可以显著地影响局部的水文地质及水文地球化学环境。

最后进行地质、地貌、土壤、植被、水文、气象和水文地质的专门调查。尤其要注意对人群饮用水源的调查，要以自然村作为统计发病率的人群单位。最好是按饮水水源分别统计人群的发病率或死亡率，并进一步查明饮水水源与疾病的关系。也可对饮水水源、饮水水质与发病的关系进行综合统计分析。

通过调研和踏勘，最好在现场能粗略地判定研究的对象和范围，以确定采样的种类和数量。应采其具有代表性的水、土、粮等样品。所采样品必须便于发病人群和健康人群之间的对比。最好是同时采取人发样品。因为，人发被认为是人体元素可靠的“记录

者”。人发不仅可以反映该环境中元素的丰度，而且，还可敏感地测试出人体中的元素的异常。

通过综合调查，要初步掌握调查区内人群中疾病的分布状况和水文地球化学环境的基本特征。

二、数理统计方法

在地方病环境水文地质调查中，经常获得大量的数据，其中最主要的是病区、非病区的水、土、粮、发的化验数据，因此，需对这些数据进行数理统计，找出这些数据的分布规律，确定水文地球化学背景值。在此基础上，进一步分析研究各种数据之间的关系，判断各种疾病的发病率或死亡率与环境因素之间的关系，进行水文地球化学环境综合评价。为查明病区环境、防治疾病提出定量的科学依据。

常用的数理统计方法有：假设检验（t、x^2、F 检验）、方差分析、相关分析、回归分析、多元逐步回归分析、聚类分析、趋势面分析、因子分析等。一般，在判断成对的两组指标（如某一元素与某一种地方病的发病率）之间是否存在某种相对的相互关系时，应采用相关分析和回归分析方法；查明多种元素与某种地方病发病率之间的关系时，用多元回归分析和多元逐步回归分析方法；如需要对大量的数据做仔细、准确的分类时，用聚类分析的方法。总之，我们应根据研究的对象，选择合适的数理统计方法对数据进行处理和定量分析、评价。

最后指出，数理统计方法得出的结论，只能表示事物之间统计学的关系，而不一定就是因果关系，因此，对数理统计结果必须进行综合分析、判断，必须回到实践中加以验证。

三、动物模拟试验

本法主要是模拟病区的自然条件，用病区的水、粮喂养动物，以复制动物模型。此项工作主要由医学部门承担。但是，地学部门必须提出可以使医学人员能够接受的病因假说，提供足够的、准确的实验样品。

必须注意，动物模拟实验仅仅是一种手段，不能当作唯一的依据。因为，人毕竟与动物不同，在人间流行的许多疾病在动物中不一定流行。反之亦然。此外，模拟条件与自然环境之间也存在一定的差距。

四、综合制图法

许多的地方性疾病都是通过编制疾病分布图而发现和确定的。反过来疾病分布图又促使了病因的研究。例如：日本的脑溢血症就是通过编制脑溢血死亡率分布图和水化学图对比而确定的；美国、英国、荷兰、芬兰等国的心血管病是通过编制心血病死亡率分布图和水化学图、土壤化学图而进一步得到肯定的；英国、荷兰的胃癌分布与土壤类型的关系也是通过制图而确定的。

在我国，研究大骨节病、克山病和癌症等地方性疾病也都采用了综合制图法，编制了各种比例尺的图件。1979 年出版的中华人民共和国恶性肿瘤地图集明显地显示了我国肝癌、食管癌分布的地方性，从而为疾病研究和防治工作指出了方向。中国科学院等有

关部门正在编制全国性的各种生物地球化学地方病图集。

应根据不同目的和要求，编制各种类型的和不同比例尺的图件。图件应反应以下基本内容：(1) 发病率或死亡率的分布；(2) 病区的环境水文地质条件；(3) 水、土的主要化学特征；(4) 对环境、水土改良利用的指标和措施等；(5) 其它有关内容。通过编图可以反映出疾病分布的地方性和地带规律，及其与环境地质因素的关系。这对于研究病因、制定预防措施和有关规划具有重要意义。

五、防病改水实验

改良饮水水质以预防疾病，是古今中外普遍采用的一种方法。事实证明，改良饮水水质不仅可以预防各种水源性传染病，而且对预防许多生物地球化学地方病（如地方性甲状腺肿、地方性氟病、大骨节病、克山病，心血管病、癌症等）均有一定的效果。

本法是通过改换水源或改良水质，阻截有害物质进入人体或向饮水中投放有益元素，以达到防病的目的。因目的不同，对水质的要求也不同，但不论什么目的，好的饮用水应该是透明、无色、无嗅、无异味、无沉淀、矿化度适中、各种元素含量适度且不受污染，长期饮用后对人群无不适反应。

改水试验法可分为二大类：1、改换水源，即寻找好的水源替换致病水；2 改良饮水水质。有两种方法，其一，是除去某些过量的有害物，如腐殖质、NO^{3-}、NO_2^-、Fe、Mn、F、AS 等，一般是通过物理或化学的方法加以清除；其二，是因饮水中某些元素不足，而需投入某些有益的成分，如 Ca、Mg、F、I、SO_4^{2-}等。

防病改水的实验点必须选择在条件单一的自然村或居民区，而且要控制其它条件基本不变。在改水前必须进行水质化验和病情调查，统计出在改水前的发病率，并建立档案，作为实验点的基础资料，便于以后对比。改水后，定期对饮水水质和人群健康作季节性的或年度性的对比观察。在建立改水实验点的同时，必须建立条件相似的对照点，进行同样内容的观察，以判定预防效果。此项工作由地学和医学部门共同进行。

通过改水实验可进一步检验病因假说，并作为推广改水防病措施的依据。

第二节　地方性疾病的防治

尽管生物地球化学地方病种类繁多，分布广泛，病区的自然条件复杂，然而它们都与环境、饮水有关，因此，可加以防治。目前，国内外大都采取以改水为中心的综合性预防措施。

1. 增加饮水中某些不足的元素（Ca、Mg、F、I、SO_4^{2-}等），调整 pH 值。例如，欧美某些国家在心血管病死亡率高的饮软水的城镇，对饮水进行硬化增加水中钙镁含量，并提高 pH 值，许多国家对龋齿流行地区的低氟水进行“氟化”，增加水中氟含量，均收到较好的防治效果。

2. 除去饮水中 F、AS、Fe、Mn、Zn、Cd、Hg 等过量的元素。例如，饮水除氟对预防氟中毒地方病效果显著。

3. 大量的研究资料指出，富含腐殖酸的水对人畜的健康都是不利的。因此，必须清除饮水中的腐殖质。通常采用的除腐殖酸的方法有：(1) 物理吸附法。目前主要是用活

性炭吸附；(2) 化学凝絮沉淀法。即采用 $Al_2(SO_4)_3$、$Al(OH)_3$ 等凝絮剂使水中的有机胶体凝絮沉淀；(3) 氧化分解法。此法是使水中的有机质强烈分解，比较好的强氧化剂是臭氧。

4. 保护水源，防治污染是消除某些地方性疾病的一项重要措施。通过环境地质和流行病学的调查，发现有许多地方性疾病大都与饮水水质被有机污染有关。如大骨节病、克山病、某些癌症等，因此，要保护水源免受污染。开采好的非致病含水层时要注意止水工作。常采用的防病井井管结构见图 4-1，图 4-2。

5. 从预防各种地方病的角度出发，积极寻找和勘查优质地下水源，使病区人民喝到好水，是最实际最有效的措施，对消除病害，促进人民健康有重要意义。一般深井水水质均较好，有明显的防病效果。

6. 积极研究简便易行的水质改良方法，以适应我国广大病区之急需。磁化、氧化、吸附、沉淀等都是值得探索的水质处理方法。其中，磁化法就是将特制的磁化器安装在水管上，将饮水磁化。磁化后的水质洁净，且具有多种医疗作用。氧化法就是用氧化物通过电解作用将水高度氧化，使水中的有机质彻底分解，且可消毒灭菌。其它方法不再赘述。

7. 改造环境，改善饮食，增加营养，对预防各种地方病，也有积极作用。

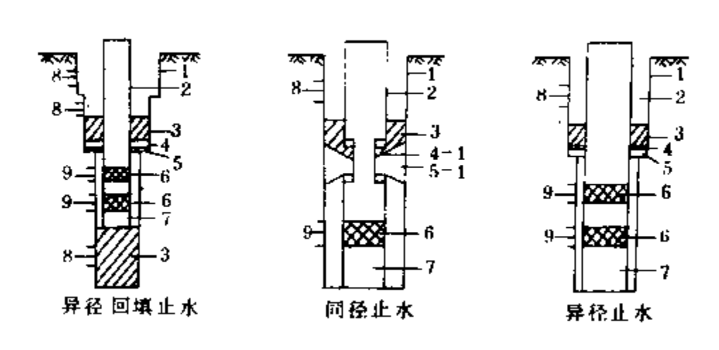


图 4-1 松散岩层中防病井井管结构示意图

1—井壁；2—井管；3—水泥或粘土；4—托盘；5—胶皮垫圈；4-1—同径止水器；5-1—暂时止水物（海带包扎物）；6 过滤器；7—沉淀管；8—不适饮用含水层；9—开采含水层

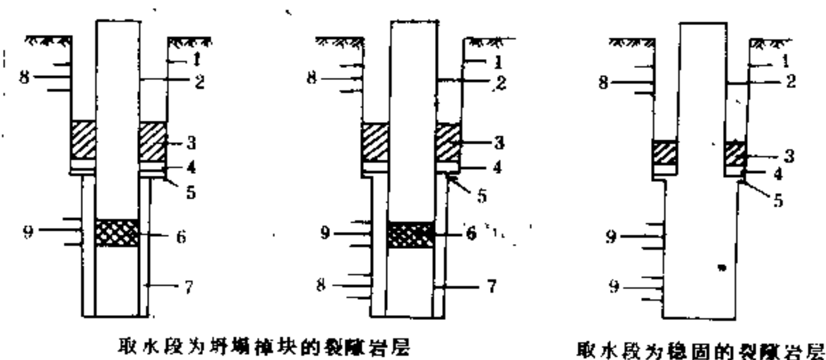


图 4-2 坚硬岩层中防病井井管结构示意图

1—井壁；2—井管；3—水泥；4—托盘；5—胶皮垫圈；6—过滤器；7—沉淀管；8—不适饮用含水层（带）；9—开采含水层（带）

思考题

1. 原生环境水文地质的研究方法有哪些，为什么要采用地学与医学相结合的方法进行研究？

2. 防病改水实验法有哪两类，有什么实际意义？

第二篇　人为环境水文地质

在人类长期活动的影响下，地下水系统中的天然水动力场及化学场发生改变，这种改变所引起的环境问题称为人为环境水文地质问题。它包括地下水污染、地面沉降、地面塌陷、盐水入侵及生态循环的破坏等。其中最普遍最严重的问题是地下水污染，它是人为环境水文地质问题研究最主要最基本的内容。本篇着重论述此方面的问题。

第五章　地下水污染概论

第一节　地下水污染的概念

一、地下水污染的含义

凡是在人类活动的影响下，地下水质（物理性质、化学组分、生物性状）朝着不利于人类生活或生产的水质恶化方向发展的现象，统称为地下水污染。不管此种现象是否使水质恶化达到影响使用的程度，只要这种现象一发生，就应视为污染。至于在天然环境中所产生的地下水某些组分相对富集及贫化而使水质恶化的现象，不应视为污染，而应称为“天然异常”。

判定地下水是否污染必须具备三个条件：第一，水质朝着恶化的方面发展；第二，这种变化是由人类活动引起的；第三，地下水是否污染的判别标准是地区背景值（或称本底值，即未受人类影响的地下水各组分的天然含量），超过此值者，即可称之为污染。但这个值很难获得，所以，有时也用历史水质数据，或无明显污染来源的水质对照值来判别地下水是否污染。

在人类活动的影响下，地下水某些组分浓度的变化是由小到大的量变过程，在其浓度未超标之前，实际污染已经产生。因此，把浓度变化超标以后才视为污染，是不科学的，而且失去了预防的意义。当然，在判定地下水是否污染时，也应该参考水质标准，但其目的并不是把它作为地下水污染的标准，而是根据它判别地下水是否朝着恶化的方向发展。

二、地下水污染的特点

地下水污染是水圈污染的一部分，但地下水污染与地表水污染明显不同，具有以下三个特点：

1. 隐蔽性。由于地下水污染是发生在地表以下的多孔介质中，即使地下水受某些组

分严重污染，也往往是无色、无味的，不易被发现，不能像地表水那样，从颜色、气味、感观或鱼类等生物的死亡、灭绝鉴别出来。即使人类饮用了受有害或有毒组分污染的地下水，对人体的影响也只是慢性的长期效应，不易被觉察。

2. 延缓性。主要表现在两个方面：(1) 由于污染物在含水层上部的包气带，污水渗入过程中经过土壤各种物理化学及生物作用，则会在时间上和垂向上延缓潜水含水层的污染，对于承压含水层，由于上部的隔水顶板存在，污染物向下的运移速度会更加缓慢；(2) 因地下水流缓慢和地下水在含水层中产生的各种作用，地下水污染的扩散过程亦是相当缓慢的。

3. 难以逆转性。地下水一旦受污染，便很难治理及恢复。这主要是因为其流速极其缓慢，不像地表水那样流速快，靠稀释作用即可很快恢复；切断了污染来源后，靠含水层本身的自然净化，所需的时间长达十年、几十年、甚至上百年。

三、地下水污染的危害及与人体健康

地下水污染使水质恶化，影响地下水在国民经济建设与人民生活中的正常利用，限制了地下水的使用范围，危害人类健康，使环境恶化，破坏生态平衡等。

我国和世界上一些发达国家的地下污染都较为严重。据统计，世界上约有30%的人口因地下水污染而得不到安全、清洁的饮用水。发展中国家每年约有1300万以上的儿童死亡，其中1/3是饮用污染水所致。地下水污染还给工农业生产造成严重危害和损失。

地下水污染对人类健康有极大的危害性。长期饮用污染的地下水可引起中毒或传染疾病。这里简略介绍主要污染物对人体健康的影响。

(1) 一般组分对人体健康的影响。NO_3-N超标可引起婴儿变性血红蛋白升高，使血液输氧功能减退或丧失，有的研究者认为，NO_3-N还有致癌作用。SO_4^{2-}含量超过1000mg/L时，可引起腹泻。Zn含量超过40mg/L时，会引起恶心、呕吐等。

(2) 毒性组分对人体健康的影响。As慢性中毒引起疲劳、气短、心悸等。Cd可置换人体中的钙，使骨质疏松、软化和变形，易骨折，重者全身骨痛，日本称“疼痛病”。Hg可损害神经系统，甚至使眼睛失明、孕妇早产、死亡，日本的“水俣病”就是甲基汞所致。酚浓度大于0.1mg/L时，出现口腔溃疡、皮疹、恶心、腹泻等。氰化物中毒引起头疼、乏力、甚至死亡。Se超标引起慢性中毒，使肝脏及骨髓机能受损等。

(3) 有机化合物对人体健康的影响。许多有机化合物可能是致癌物，如苯、三氯三乙烷、DDT、狄氏剂、氯丹等。

第二节 地下水污染源及污染物

人类活动导致进入地下水环境、引起水质恶化的各种物质（溶解物或悬浮物）称为地下水污染物。污染物的来源或发源地称为污染源。前者是地下水污染的表现和结果，后者是造成地下水污染的原因。

一、地下水污染源

地下水的污染源（或污染来源）繁多，各家的分类各异，但从其形成原因来看，基

本上可分为人为污染源和天然污染源两大类。

（一）人为污染源

人为污染源是人类活动产生的污染源。主要有以下几种。

1. 城市液体废物

（1）生活污水。城市生活污水主要是SS（悬浮固体）、BOD（生化需氧量）、NH_4—N（铵氮）、ABS（合成洗涤剂）、P、Cl、细菌和病毒含量高，其次是Ca、Mg等，重金属含量一般都是微迹量。其中对地下水威胁最大的是氮、细菌和病毒。

（2）工业污水。是造成地下水污染最普遍最主要的污染源。工业污水种类繁多，成分复杂。据研究，工业污水中含有的有毒有害成分可能有数千种。一些代表性的工业废水成分特点见表5-1。

表5-1 部分工业污水成分特点

行业	工业污水组分特点
食品饮料	BOD高，SS常较高，Cl、酚、硫化物浓度高
制革	BOD、TDS（总溶解固体）高，Cl、Na、硫化物、Cr浓度高，pH呈碱性
铸造	pH低，SS、酚、矿物油高
电镀、金属加工	pH低、Cr、CN^-浓度高
纺织工业	SS、BOD高，碱性水
化学工业	污水成分及浓度变化很大，其中有机毒物对地下水威胁最大，有些是致癌物
农药厂	TOC（总有机碳）高，有毒的苯酚衍生物高，有时有重金属，如AS、Hg等
化肥工业	氮化物、磷化物、碱、硫酸盐高
造纸工业	碱、色素、硫化物、TDS含量高

（3）地表雨水径流。城市地区的雨水地表径流往往含有较高的悬浮固体，而且病毒和细菌的含量也高。

2. 城市固体废物

城市固体物包括生活垃圾、工业垃圾（废渣）和污泥。它们都是通过淋滤污染地下水。

（1）生活垃圾。新鲜的生活垃圾含有较多的硫酸盐、氯化物、NH_3、BOD、TOC、细菌混杂物和腐败的有机质。这些废物经生物降解和雨水淋滤后，可产生Cl^-、SO_4^{2-}、NH_4^+、BOD、TOC和SS含量高的淋滤液污染地下水，还可产生CO_2和NH_3气。淋滤液中上述组分浓度峰值出现在废物排放的头1—2年内。此后相当长的时间内（或许几十年），其浓度逐渐降低。其中，TOC（总有机碳）的80%以上为脂肪酸，经细菌降解可变为高分子量的有机物。在潮湿温带地区，其降解期为5—10年，在干旱地区，由于缺乏水分，其降解速度可能受到限制。

（2）工业垃圾（废渣）。工业垃圾（废渣）来源复杂，种类繁多。冶金工业产生含氰化物的垃圾；造纸工业产生含亚硫酸盐的垃圾；电子工业产生含汞的垃圾；石油-化学工业产生含多氯联苯（PCB）、农药废物和含酚焦油的垃圾，以及含矿物油，碳氢化合物溶剂及酚的垃圾；燃煤热电厂产生粉尘，粉尘淋滤液可产生AS、Cr、Se、Cl等，燃煤产生

另外的污染物是煤灰，其大部分是中性物质，只有约2%的可溶物，它含有硫酸盐，以及微量金属，如Ge、Se等。

(3) 污泥。主要来自污水处理厂和污水河渠。污泥除富集有各种金属外，还有大量的植物养分，如N、P、K等。

3. 工业废气

工业生产用的燃料和工业生产过程中排放的工业废气，其主要成分是SO_2、CO_2、氮氧化合物等。某些情况下在局部地区便可造成大气污染，大气中的污染物溶解于降水中渗入地下，即可污染地下水。尤其是有些地区（主要是南方一些城市地区），废气中的SO_2等污染物溶解于降水中形成酸雨（$pH<5.6$）是一种不可忽视的污染源。

4. 农业活动

在农业活动中，农药、肥料（化肥及农家肥），及不合适的污水灌溉，可成为地下水的面状污染源，引起大面积的浅层潜水水质污染。其中化肥，如碳酸铵$(NH_4)_2CO_3$、硫酸铵$(NH_4)_2SO_4$、硝酸铵NH_4NO_3、尿素$(NH_2)_2CO$、氨水$(NH_4)OH$等，往往造成地下水NO_3-N增高。农药，如DDT、敌敌畏、六六六、PCB（多氯联苯）等对地下水的污染主要限于埋深较小、粘性土盖层较薄的地区。

（二）天然污染源

天然污染源是天然存在的。天然污染源主要是海水、含盐高及水质差的含水层、石油等。地下水开采活动可能导致天然污染源进入开采含水层。如在海岸地区由于地下淡水的超量开采引起海水入侵；在内陆地区由于上层地下淡水超量开采而形成下层盐水的上升锥；地下水勘探与开采活动中引起的石油污染，采矿活动中矿坑水的污染等。

以上是根据污染源形成原因的分类。如果根据污染源的作用空间，可将污染源划分为：点状污染源、线状污染源、面状污染源三类。如果根据污染源作用的时间长短，可将污染源分为连续污染源（或称长期污染源）、间断性污染源（或称周期性污染源）和瞬时污染源（或称暂时污染源）三类。如果根据污染源的相态，可分为液体污染源和固体污染源。

二、地下水污染物

地下水污染物种类繁多，按其性质大致可分为三类（表5-2）。

1. 化学污染物。化学污染物包括氮污染物、无机污染物（又可分为微量金属污染物和微量非金属污染物）、有机污染物和盐污染。地下水中最普遍的化学污染物是NO_3^-，其次是盐污染，即Cl^-、硬度和溶解性总固体。微量金属主要是Cr、Hg、Cd、Zn等，微量非金属主要是As、F等。地下水中的有机物有1000多种，但含量甚微，一般为PPb级。其中经常检出的是二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烷等。

2. 生物污染物。地下水中的生物污染物可分为三类：细菌、病毒、寄生虫。在人和动物粪便中有400多种细菌，已鉴定出的病毒有100多种。在未经消毒的污水中，含有大量的细菌和病毒。它们有可能进入含水层污染地下水。

表 5-2 地下水污染物类型简表

类型			主要污染物
化学污染物	氮化物		NO_3^-、NO_2^-、NH_4^+、NH_3
	无机污染物	微量金属污染物	Cr、Hg、Pb、Cd、Fe、Cu、Zn、Ni 等
		微量非金属污染物	AS、F、Se、P、B 等
	有机污染物		酚、醛、苯、多环芳烃、多氯联苯（PCB）、有机农药、石油、各种需氧有机物等
	盐污染		硬度、Cl^-、溶解性总固体
生物污染物			细菌、病毒、寄生虫
放射性污染物			^{238}U、^{235}U、^{226}U、^{90}Sr、^{137}Cs、^{289}Pu、^{232}Th

3. 放射性污染物。地下水中的放射性污染物的来源可能是人为的，如核电厂、核武器试验的散落物以及实验室和医院等部门使用的放射性同位素，也可能是天然来源（放射性矿床或含放射性矿地层）。主要的污染组分有：^{238}U、^{235}U、^{226}Ra、^{90}Sr、^{137}Cs、^{289}Pu、^{232}Th 等。

第三节 地下水污染方式及污染途径

一、地下水污染方式

地丅水污染的方式可分为直接污染及间接污染。

（一）直接污染

直接污染是指地下水中的污染组分直接来源于污染源，污染组分在迁移过程中，其化学性质没有任何改变的污染。由于地下污染组分与污染源组分的一致性，因此较易查明其污染来源及污染途径，这是地丅水污染的主要方式。在地表或地丅以任何方式排放污染物时，均可发生此种方式的污染 。

（二）间接污染

间接污染的特点是，地下水的污染组分在污染源中的含量并不高，或低于附近的地下水，或该污染组分在污染源中根本不存在，它是污水或固体废物淋滤液在地丅迁移过程中，经复杂的物理、化学及生物反应后的产物。例如：地下水硬度的升高，多半以这种方式产生。有人把这种污染方式称之为“二次污染”，其实其过程很复杂，“二次”一词不够科学。间接污染的真正污染原因和机理应认真调查、分析、研究。

二、地下水污染途径

地下水污染途径是指污染物从污染源进入地丅水中所经过的路径。地下水污染途径是复杂多样的，按水力学特点大致分为四类，详见表 5-3 及图 5-1 和图 5-2。

表 5-3　地下水污染途径分类

类型			污染途径	污染来源	被污染的含水层	示意图
Ⅰ	间歇入渗型	I_1 I_2 I_3	降水对固体废物的淋滤 矿区疏干地带的淋滤和溶解 灌溉水及降水对农田的淋滤	工业和生活的固体废物 疏干地带的易溶矿物 主要是农田表层土壤残留的农药、化肥及易溶盐类	潜水 潜水 潜水	5—1a 5—1b
Ⅱ	连续入渗型	$Ⅱ_1$ $Ⅱ_2$ $Ⅱ_3$	渠、坑等污水的渗漏 受污染地表水的渗漏 地下排污管道的渗漏	各种污水及化学液体 受污的地表污水体 各种污水	潜水 潜水 潜水	5—1c 5—1d 5—1e
Ⅲ	越流型	$Ⅲ_1$ $Ⅲ_2$ $Ⅲ_3$	地下水开采引起的层间越流 水文地质天窗的越流 经井管的越流	受污染的含水层或天然咸水等 受污染的含水层或天然咸水等 受污染的含水层或天然咸水等	潜水或承压水 潜水或承压水 潜水或承压水	5—2a 5—2b 5—2c
Ⅳ	径流型	$Ⅳ_1$ $Ⅳ_2$ $Ⅳ_3$	通过岩溶发育通道的径流 通过废水处理井的径流 盐水入侵	各种污水或被污染的地表水 各种污水 海水或地下咸水	主要是潜水 潜水或承压水 潜水或承压水	5—2d

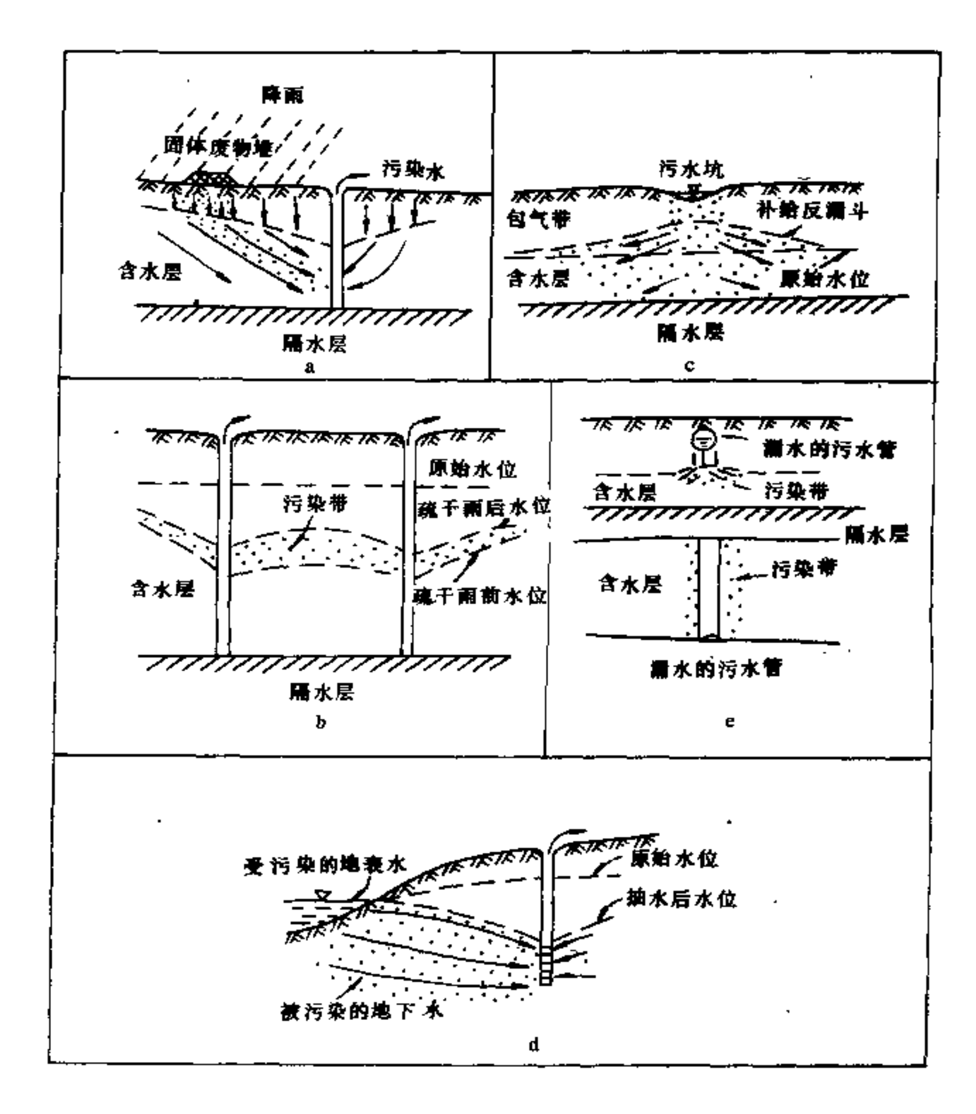


图 5-1　地下水污染途径

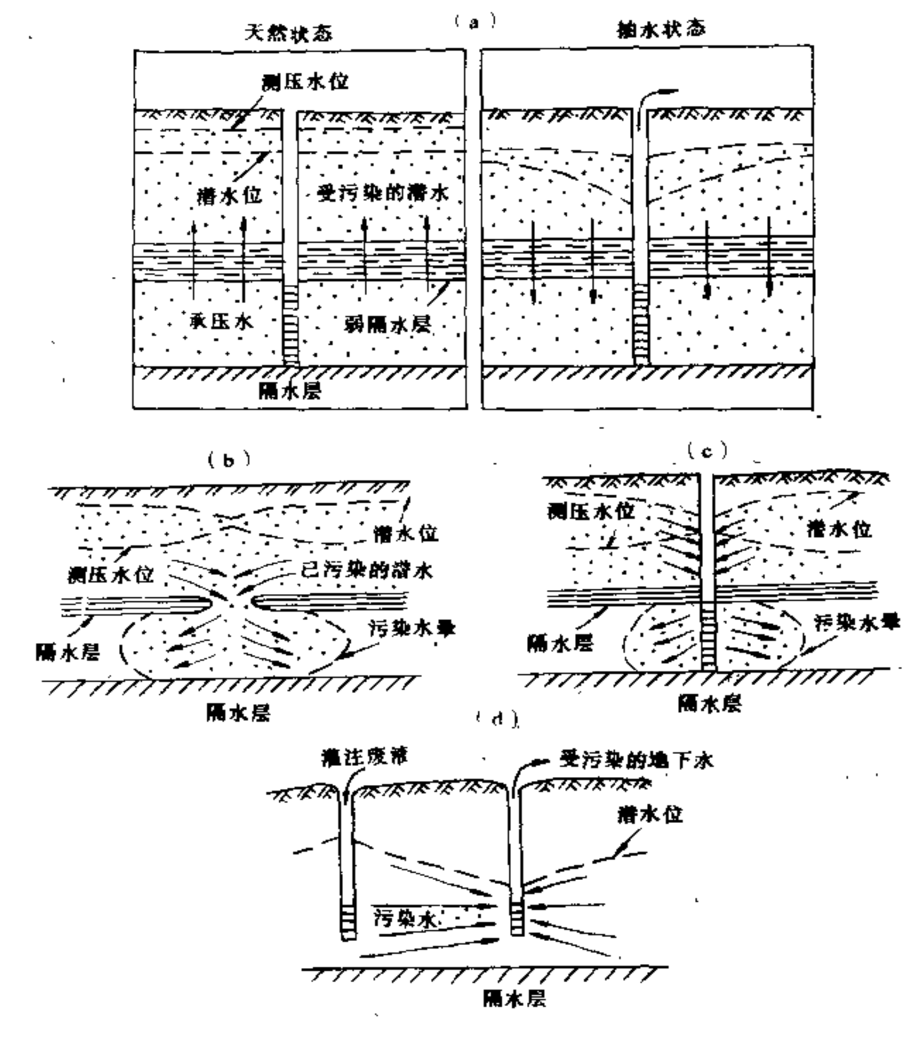


图 5-2 地下水污染途径

(一) 间歇入渗型

其特点是，污染物通过大气降水或灌溉水的淋滤，使固体废物、表层土壤或地层中的有害或有毒组分，周期性地从污染源通过包气带渗入含水层。这种渗入多半是呈非饱和状态的淋雨状渗流形式，或者呈短时间的饱水状态连续渗流形式。污染源一般是固态而不是液态。这种途径引起的地下水污染，其污染组分原来是呈固态形式赋存于固体废物或土壤里的，因此，进行研究时，首先要分析固体废物或土壤等的成分、最好能取得通过包气带的淋滤液，这样方能查明地下水污染的来源。此种污染，无论在其范围或浓度上，均可能有季节性的变化，主要污染对象是潜水。

(二) 连续入渗型

本类型的特点是，污染物随污水或污染溶液不断地渗入含水层。在这种情况下，或者包气带完全饱水，呈连续渗入的形式渗入含水层，或者包气带上部饱水呈连续渗流的形式，下部不饱水呈淋雨状的渗流形式渗入含水层。这种类型的污染，其污染组分是液

态的。最常见的是污水聚积地段（污水池、污水渗坑、污水快速渗滤场、污水管道等）的渗漏，以及被污染地表水体和污水渠的渗漏，其主要污染对象多半是潜水。

上述第一，二种污染途径的一个共同的特点是，污染物是从上而下经过包气带进入含水层的。因此，其对地下水污染程度的大小，很大程度上取决于包气带的地质结构、岩性、厚度及渗透性等因素。

（三） 越流型

其特点是，污染物通过层间越流的形式转移入其它含水层。这种转移或者是通过天然途径（水文地质天窗）、或者通过人为途径（结构不合理的井管、破损的井管、止水效果不佳的井管等），或者人为开采引起的地下水动力条件的变化（图 5-2a）而改变了越流方向，使污染物通过大面积的弱隔水层越流转移到其它含水层。其污染来源可能是地下水环境本身的，也可能是外来的，它可能 污染承压水或潜水。研究这一类型污染的困难之处是难于查清越流具体的地点及地质部位。

（四） 径流型

其特点是，污染物通过地下径流的形式侧向进入含水层，即或者通过废水处理井，或者通过岩溶发育的巨大岩溶通道，或者通过废液地下储存层的破裂进入其它含水层。海水入侵是海岸地区地下淡水超量开采而造成的海水向陆地的地下径流，亦属本类型。此种型式的污染、其污染物可能是人为来源也可能是天然来源，可能污染潜水或承压水。其污染范围可能不很大，但其污染程度往往由于缺乏自然净化作用而显得十分严重。

有些情况下，地下水污染途径可能是复合型的，即以上污染途径中两种或两种以上途径的复合。

思 考 题

1. 什么是地下水污染，判别标准是什么？地下水污染有什么特点。
2. 地下水污染源有哪些类型，为什么说工业污水及生活污水是地下水的主要污染源？
3. 地下水中的污染物分为几类，其主要污染物有那些？
4. 地下水的污染方式有几种，地下水的污染途径有几种类型，试举例说明。

第六章　污染物在地质环境里的水文地球化学效应

污染物在地下水系统（含包气带及含水层）中的迁移过程，是复杂的物理、化学及生物因素综合作用过程。地表污染物进入含水层时，绝大部分都必须通过包气带，它具有输水和储水功能，所以也具有输送和储存液载污染物的功能，同时还具有延缓或衰减污染的效应。因而一些国外学者把包气带土壤称为天然的物理、化学和生物"过滤器"。实际上，污染物经包气带迁移时，由于产生一系列复杂的物理、化学及生物作用，使一些有毒的污染物降解为无毒的或无害的组分，一些污染物由于过滤、吸附和沉淀而截留在土壤里，一些污染物被植物摄取或合成到微生物里，结果使其浓度大大降低，人们通常把这种现象称之为自然净化作用，简称"自净作用"。但是，与自净作用相反，某些作用会增加污染物的迁移性能，使其浓度增加，或从一种污染物转化为另一种污染物，例如污水中的NH_4-N，经硝化作用变为NO_3-N，使地下水中的NO_3-N浓度增加。因此，各种水文地球化学作用对污染物的迁移性能存在两种水文地球化学效应：阻止迁移效应（或称净化效应）及增强迁移效应。

第一节　影响污染物迁移的水文地球化学效应

一、物理作用效应

物理作用效应主要包括机械过滤及稀释作用，它们主要产生净化效应。

1. 机械过滤。机械过滤作用主要取决于介质的性质及污染物颗粒的大小。在松散地层里，颗粒越细，过滤效果越好；在坚硬岩石裂隙地层里其过滤效果一般不如松散地层好，裂隙越大，过滤效果越差。过滤效果主要是去除悬浮物，其次是细菌。此外，一些组分的沉淀物，如$CaCO_3$、$CaSO_4$、Fe $(OH)_3$、Al $(OH)_3$，以及有机物-粘土絮凝剂也可被去除。在松散地层里，悬浮物一般在1米内即能被去除，而在某些裂隙地层里，有时悬浮物可迁移几公里远。细菌的直径为0.5—10μm，病毒的直径为0.001—1μm。因此，在砂土里（其孔隙直径一般大于40μm），过滤对细菌的去除是无效的，而在粘土或粉土地层里，或含粘土及粉土地层里，过滤对细菌去除是有效的，而对病毒则无效或效果很差。但是，往往有些细菌和病毒附着在悬浮物里，这种过滤对去除细菌效果更佳，且能去除一部分病毒。

2. 稀释作用。当污水与地下水相混时，便会产生稀释作用。稀释作用主要是使污染物浓度变低，但并不意味着污染物的去除。

二、化学作用效应

化学作用效应主要包括吸附、溶解、沉淀、氧化还原、pH值影响、化学降解、光分解及挥发作用等。

（一）吸附作用效应

1．吸附作用的基本理论

吸附是指固体从水溶液中吸附某一离子（或分子）的作用。是固体表面反应的一种普遍现象。吸附主要发生在胶体表面，即由于胶体颗粒表面的电荷不均衡性而使其带负电荷或正电荷，从而具有吸附溶液中阳离子或阴离子的能力。吸附可分为物理吸附和化学吸附。物理吸附靠静电引力使液态中的离子吸附在固态表面上，但这种引力比较弱，在一定条件下，固态表面所吸附的离子可被液态中的另一种离子所替换，是一种可逆反应，称为“离子交换”，是目前研究最多的。化学吸附（又称特殊吸附）是靠化学键（如共价键）结合的，被吸附的离子进入胶体的结晶格架，成为结晶格架的一部分，它不可能再返回溶液，反应是不可逆的。产生化学吸附的一个基本条件是，被吸附离子直径与晶格中的网穴直径大致相等。例如，K^+的直径为2.66Å，铝硅酸盐胶体晶格的网穴直径为2.80Å，所以K^+可被吸附到该胶体的晶格里。但是，在实用上，要严格区分上述两种吸附是困难的，只有用特殊技术才能加以鉴别。

凡是能吸附液态离子的固体均称之为吸附剂，其吸附能力的大小以交换容量（CEC）表示。交换容量（CEC）是指100克岩土样中吸附离子的毫摩尔数，单位为mmol/100g。CEC的大小一般与下列因素有关：(1) 粘土矿物及有机质的交换容量大小；(2) 颗粒越小，比表面越大，交换容量也越大；(3) 表层土壤的交换容量与土壤中粘土矿物种类及数量有关。例如，我国北方土壤中的粘土矿物以蒙脱石及伊利石为主，其交换容量大（>20mmol/100g），而南方红壤粘土矿物多以高岭石及铁铝氧化物为主，其交换容量大多较小（<20mmol/100g）；(4) 固体表面电荷是pH的函数。pH低时，正的表面电荷占优势，吸附阴离子；pH高时，完全是负的表面电荷，吸附阳离子；pH值为一中间值时，表面电荷为零，这一状态称为电荷零点。该状态下的pH值称为电荷零点pH值。介质pH值大于电荷零点pH值时，表面电荷为负，反之为正电。高岭石的电荷零点pH值为3.3—4.6，蒙脱石的电荷零点pH≤2.5。因此，自然环境中主要是阳离子吸附，阴离子吸附只有在酸性很强（一般，pH<3）的土壤中才出现。一般，阳离子吸附量随pH的升高而增加，阴离子则相反。阴离子吸附就其吸附顺序而言，有：$PO_4^{3-}>SO_4^{2-}$、$CO_3^{2-}>Cl^-$、NO_3^-。

2．吸附作用效应

吸附作用可能是阻止迁移效应，也可能是增加迁移效应。化学吸附是不可逆的，只有前一种效应，它可使某些污染物从液体中去除；而物理吸附主要是离子交换，是可逆的，两种效应皆有，它实际上只是对污染物的暂时截留，在一定条件下，污染物可解吸又回到液体里。

(1) 化学吸附（特殊吸附）。它主要对Al、K、Mn、Zn、Cr、Co、Ni等金属离子起作用，对一些有机化化合物，如对硫磷（1605）、毒莠定，西维因、百草枯、多氯联苯（PCB）等也能吸附。

(2) 物理吸附。它主要是对Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^+、K^+、NH_4^+及一些微量金属阳离子起作用，有机化合物主要吸附在有机质上，阳离子型农药易被吸附，病毒吸附随土壤的CEC值增加而增加。但介质pH升高时，被吸附的病毒可能解吸或吸附减少。

（二）溶解和沉淀效应

1. 溶　解

溶解和溶滤往往可使某些污染物从固相转为液相而使地下水遭受污染。固体废物中的污染物通过溶解和溶滤进入地下水。被截留在土壤中的细菌和病毒，常常被雨水洗提而进入地下水。所以，在雨后，地下水常出现细菌和病毒的污染。在土壤含水量低时，有机氯农药强烈被吸附，降雨或灌溉使土壤含水量增加时，可使它们解吸；烃类化合物也可能由于含水量增加而释放到入渗水中去。

在溶解性总固体浓度大的地下水中，常常出现络合组分，络合（作用）可能改变某些化合物的溶解度。无机络合可增加某些化合物的溶解度，而有机络合可增加也可降低某些化合物的溶解度。例如，在土壤水中，与富里酸、柠檬酸形成的络合物是易溶的，它们可增加某些化合物的溶解度；而与腐殖酸形成的螯合物是难溶的，它们可降低某些化合物的溶解度。一般来说，重金属（Cu、Pb、Cd、Zn 等）的腐殖酸络合物比重金属的富里酸络合物更稳定，更不易离解。

2. 沉　淀

沉淀作用是去除污染物的主要净化效应。在地下水污染研究中，应特别注意难溶化合物溶解度对污染物在包气带和含水层中的控制。一般用饱和指数（S_i）①来判断是否会产生某种化合物的沉淀。

沉淀作用可能产生沉淀的组分有：(1) 主要无机组分。Ca 呈碳酸盐、硫酸盐及磷酸盐沉淀，Mg 呈碳酸盐、氟化物及氢氧化物沉淀；(2) 次要及微量无机组分可能产生下列盐类沉淀：碳酸盐（Pd、Cd、Br、Zn、Cu、Ni、Ba、Co、Ag、Mn），氯化物（Pd、Hg、Ag），氢氧化物（Fe、Mn、Al、Cd、Co、Cu、Pb、Zn、Hg、Ni），氟化物（Ca、Pb、Sr），硫酸盐（Ba、Pb、Sr），硫化物（Cd、Co、Cu、Fe^{2+}、Pb、Mn、Hg、Zn、Ni、Ag），磷酸盐（Fe^{3+}、Al、Ca）。

有机物与腐殖酸形成的金属络合物通常是难溶的，如 Ca、Mg 的腐殖酸盐。有机质分子还能与粘土颗粒形成絮凝剂而被截留在土壤里。微生物通过生物絮凝作用使生物群集而被截留。

（三）氧化-还原反应效应

地下水系统中有不少元素具有多种氧化态（如 N、S、Fe、Mn、Cr、Hg、As、V 等），氧化还原反应直接影响其迁移性能。即使有些只有一种氧化态的元素（如 Pb、Cd、Cu、Zn 等），其迁移性能也明显地受氧化还原条件影响。氧化-还原效应可能使某些污染物净化，也可能使某些污染物增加迁移能力。

Pb、Cd、As、Cr、Se 均是有毒组分。其中 Pb、Cd 在氧化还原电位（Eh）较高，且 $pH>7$ 时，产生难溶的碳酸盐沉淀，Eh 很低时，则产生难溶的硫化物沉淀。一般来说，还原环境不利于 Pb、Cd 的迁移。As、Cr、Se 在氧化条件下（且在 $pH=6—9$ 的正常范围内），以阴离子形式存在，有利于迁移，还原条件下，产生难溶的硫化物沉淀。

---

① S_i＝溶液的活度积 Q/溶度积 K_{s_i}，$S_i<1$，发生溶解，$S_i>1$，发生沉淀。

在氧化环境下，有利于 NO_3^- 的迁移及有机物的降解，并可使一些金属难溶硫化物变为易溶的硫酸盐（SO_4^{2-}）促进某些组分迁移。但会形成 $Fe(OH)_3$ 沉淀，细菌和病毒存活时间缩短。还原环境下，NO_3^- 转化为气态氮（N_2，N_2O）逸散，SO_4^{2-} 还原为 HS^-，以及形成 Cu、Fe、Mn、Ni 等的难溶氧化物沉淀，从而阻碍其迁移，但也会形成金属-有机质络合物，容易迁移。细菌对氧化还原反应往往影响也很大。

（四） pH 值（酸碱条件）效应

pH 值的影响，可以产生减低或阻止污染物迁移效应，也可产生增加污染物迁移能力效应。

pH 值升高可引起 $CaCO_3$、$MgCO_3$ 沉淀及一些有毒金属的碳酸盐沉淀，如 pH>7（或 8）时，产生 $CdCO_3$、$PbCO_3$ 沉淀。pH 值变化可形成一些氢氧化物沉淀，如 pH=6－7 时，铝氢氧化物大量沉淀，pH>7 时，$Hg(OH)_2$ 沉淀，pH>8 时，锰呈氢氧化物沉淀。pH 高，酸性农药成阴离子解吸，病毒吸附也减少，As、Se、Cr^{6+} 等迁移能力增高。pH 低，细菌、病毒吸附增加，存活时间缩短，有毒的重金属 Cd、Pb、Cr^{3+} 等容易迁移，Fe、Cu、Zn 等迁移能力升高。

（五）其它效应

1. 化学降解。是指污染物在没有微生物参加情况下的分解。一般来说，是指有机物来说的。通过化学降解使其变为毒性小或无毒的形式，或转化为简单的化合物。如一些农药通过化学降解而强烈地被消化。

2. 光分解及挥发作用。光分解是指光辐射到地面上，可使一些有机污染物变为无毒形式。挥发作用是指某些污染物（如酚、氰化物等）在一定条件下可转变为气体挥发逸散。这两种作用都是减少污染物迁移的化学作用。

三、生物作用效应

生物作用主要包括微生物降解及植物摄取两个方面。

（一）微生物降解

所谓微生物降解，是指复杂的污染物（主要是有机污染物）通过微生物活动使其转化为简单的产物，如 CO_2、H_2O、N_2、H_2S、H_2 等的过程。如果污染物分子中含有 Cl 和 N，也可能转化为 NH_3 和 Cl^-。

无论是包气带或者是含水层里都存在着大量的微生物，它们包括细菌、放射菌、真菌及寄生虫。在污灌或使用其它固体废物（如污泥、农家肥）和有机农药的土壤里，以及受有机污染物污染的地下水中，其有机污染物可作为微生物的碳源和能源，产生微生物降解。微生物在消耗有机污染物的同时，其群体密度也增长。

微生物降解主要发生在包气带。近年来的研究表明，浅层潜水中也有惊人数量的微生物，但它们对有机污染物的降解作用比在包气带土壤缓慢。尽管如此，目前越来越多的资料证明，在一定的环境里，微生物能使进入地下水环境的有机污染物产生转化。一般，这种转化可能导致有机污染物被彻底破坏，使有毒（或有害）组分变为无毒（或无

害）成分，但也可能产生新的污染物（如DDT转化为DDE，后者毒性比前者大）。总的来说，污染物的微生物降解是自净作用中最有意义的一种。微生物降解的反应主要是水解反应和氧化还原反应。

微生物降解在好气环境和厌气环境均可发生，但前者的降解速度比后者大。在厌气环境里，微生物可通过还原含氧化合物（特别是NO_3^-还原为N_2或N_2O，SO_4^{2-}还原为H_2S）获得所必需的氧。所以，不含氧的水解常数小的有机化合物，如卤代烃类，在地下水中难降解；而含氧的乙醇、乙醚及脂类有机化合物，相对较易降解。

（二）植物摄取

某些污染物可作为植物的养分，植物生长过程中的摄取，使一部分污染物被去除。植物的摄取具有选择性吸收功能，植物摄取的主要组分有：N、P、K、Ca、Mg、S、Cl、Fe、B、Cu、Zn、As、F、Mo、Ni、Hg、Se、Cd、Mn及某些农药。

第二节　主要污染物的相对迁移能力及其主要衰减机理

污染物的迁移受各种作用的影响。不同污染物其影响程度不同。朗迈尔（P·A·Longmiro，1981）等曾对多种污染物进行了室内土柱试验，该土柱充填粘土矿物，pH值近中性，其试验目的是研究各种可能污染物的相对迁移能力及主要衰减机理，研究结果见表6-1。

表6-1　各种化学组分通过近中性粘土矿物柱的相对迁移能力（据朗迈尔，1981）

化学组成	主要衰减机理	相对迁移能力
OPP[①]	吸附-交换	低
Pb^{2+}	沉淀/交换	低
Zn^{2+}	沉淀/交换	低
Cd^{2+}	沉淀/交换	低
Hg^{2+}	沉淀/交换	低
Cr^{3+}	沉淀/交换	低
Cu^{2+}	沉淀/交换	低
Ni^{2+}	沉淀/交换	低
PCB[②]	吸附/微生物降解	中等
Fe^{2+}	氧化-还原	中等
K^+	阳离子交换	中等
Mg^{2+}	阳离子交换	中等
NH_4^+	阳离子交换	中等
WSOC[③]（麦草畏）	微生物降解	高
Na^+	阳离子交换	高
Cl^-	弥散	高
COD	微生物降解	高
Cr^{6+}	稳定的水溶组分	高
HHC[④]	弥散	高
Mn^{2+}	从粘土中洗提出来	较易洗提
Ca^{2+}	从粘土中交换出来	重新被吸附

①有机氯农药（包括对硫磷、甲基安定磷和乙基安定磷）。

②多氯联苯农药，受水溶剂（水及土地填埋淋滤液）淋滤时其迁移能力低，受有机溶剂淋滤时，其迁移能力高。

③水溶有机化合物。

④低分子卤代烃，它是在砂土中试验的。

表中未提到的一些主要污染物：NO_3^-，其主要衰减机理是反硝化作用及生物作用（主要是植物摄取），其迁移能力相对较高。细菌的主要衰减机理是过滤、吸附，病毒是吸附，细菌和病毒迁移能力相对较低。

第三节　等温吸附方程及污染物迁移的迟后现象

一、常用的等温吸附方程

在特定温度下达吸附平衡时，某溶质的液相浓度与固相浓度存在一定关系，把这种关系表示在坐标图上，即称为等温吸附线，其数学表达式称为等温吸附方程。如方程是线性的，其等温线吸附线为直线；如方程为非线性的，其等温吸附线为曲线。地下水污染研究中常用的等温吸附方程简述如下。

（一）线性等温吸附方程

线性等温吸附方程的数学表达式为：

$$S=a+K_dC \tag{6-1}$$

或

$$S=K_d\cdot C \tag{6-2}$$

式中：S——平衡时固相吸附溶质的浓度（mg/kg）；C——平衡时液相溶质浓度（mg/L）；a——截距；K_d——分配系数（或称分布系数、线性吸附系数）（L/kg），表示吸附平衡时固液相溶质浓度的分配比，即 $K_d=S/C$。K_d 与液相溶质浓度无关，对特定的固相物质和污染物来说，K_d 为常数。K_d 值越大，越易吸附，越不易迁移，反之则相反。K_d 值可用实验方法测得。实际上实验中所求的 K_d 值，通常还包含沉淀等其他作用截留在固相里的污染物，它是某种岩土对某一污染物亲合性的量度。

线性等温吸附方程（6-2）式是（6-1）式中 $a=0$ 时的特例。线性等温吸附方程是最常见最简单的等温吸附方程。例如 NH_4^+的线性等温吸附线如图 6-1 所示。

（二）　非线性等温吸附方程

1．弗罗因德里克（Freundlich）等温吸附方程

它的数学表达式为：

$$S=KC^n \tag{6-3}$$

式中：K——常数；n——表示该等温吸附线线性度的常数。当被吸附组分在液相中浓度很低，或者在砂土中产生吸附时，$n\to1$。对（6-3）式取对数，则可变为线性方程（双对数坐标系）：

$$\log S=\log K+n\log C$$

令　$a=\log K$，$b=n$

则　$$\log S=a+b\log C \tag{6-4}$$

式中：a——截距；b——斜率，均为常数。

2. 兰米尔（Langmuir）等温吸附方程

兰米尔关系是以固体表面仅形成单层分子薄膜假设为其理论基础。主要用来描述土壤和沉积物对水中各种离子（污染物）的吸附。它的一般数学表示式为：

$$S=S_m \cdot K \cdot C/(1+K \cdot C) \tag{6-5}$$

式中：S——固体吸附组分的浓度（mg/kg）；C——液体溶质的浓度（mg/L）；S_m——固体吸附组分的最大浓度（最大吸附量，也称兰米尔吸附容量）（mg/kg）；K——与键能有关的常数。

变换（6-5）式，可得到兰米尔等温吸附方程的线性表达式：

$$\frac{C}{S}=\frac{1}{K \cdot S_m}+\frac{1}{S_m} \cdot C \tag{6-6}$$

兰米尔等温吸附方程是污染物吸附研究的常用方程，通过吸附平衡试验取得一系列 C 及 S 值，以 C/S 为纵坐标，C 为横坐标，即可绘出兰米尔等温吸附线，该线性斜率（$1/S_m$）的倒数即为 S_m，其斜率（$1/S_m$）被截距（$1/KS_m$）除即为 K。例如图 6-2，是在 25℃，pH=6.8，Cr^{6+}浓度大于 58μmol/L 时的 Cr^{6+}兰米尔等温吸附线，其斜率为 0.0071，截距为 1.41，则 $S_m=1/0.0071=141$mg/kg，$K=0.0071 \div 1.41=0.005$。利用兰米尔等温吸附线的最大优点是可以求得最大吸附量，这对评价包气带土壤对某种污染组分吸附容量 提供了可靠的数据

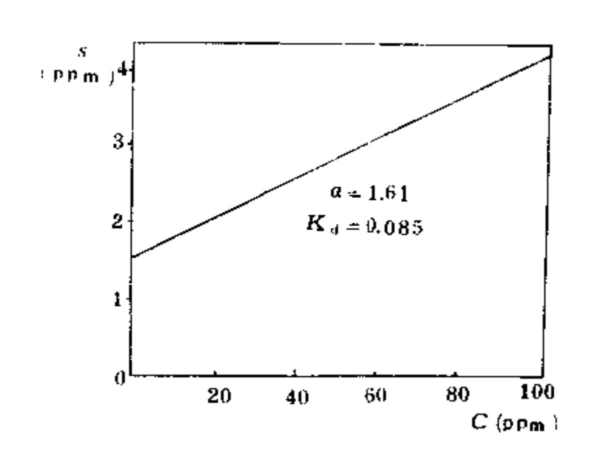


图 6-1 NH_4^+线性等温吸附线（25℃）

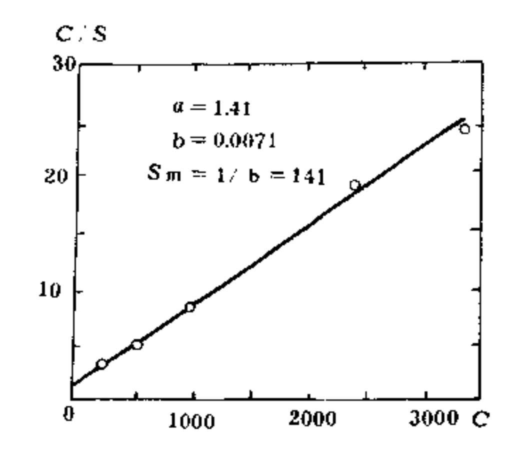


图 6-2 Cr^{3+}Langmuir 等温吸附线 25℃，pH=6.8

二、污染物迁移的迟后现象

污染物随水进入包气带，进而进入含水层的水动力场过程中，由于产生各种物理、化学及生物作用，使得污染物迁移与其周围地下水运动产生差异，出现前者比后者迟后的现象。这种现象可用迟后因子（或称阻滞因子，阻滞系数），R_d 来定量描述，R_d 的定义式为：

$$R_d=V/V' \tag{6-7}$$

式中：R_d —迟后因子（或称阻滞因子，阻滞系数）（无量纲）；V ——水流平均线流速，

量纲为〔L/T〕；V'——污染物锋面的流速，量纲为〔L/T〕。据（6-7）式，$1/R_d=V'/V$，$1/R_d$ 称为污染物的相对迁移速度。$R_d>1$。R_d 值越大，吸附等作用的阻滞效应越强，污染物越不易迁移，迟后量值越大。如 $R_d=10$，则说明地下水流速为污染物迁移速度的 10 倍。R_d 值与污染物性质、岩土的孔隙度及容重等有关。因此，迟后因子（阻滞因子）R_d 的另一种数学表达式为：

$$R_d=1+\frac{\rho_b}{n}\cdot K_d \tag{6-8}$$

式中：ρ_b——含水层物质的容重（g/cm^3）；n——孔隙度（无量纲）；其它符号意义同前。如果我们通过实验测得 ρ_b、n 和 K_d 值，即可求得 R_d。例如，实测得某含水层的 $\rho_b=2g/cm^3$，$n=0.2$，氯仿及 DDT 的 K_d 值分别为 $0.567cm^3/g$ 和 $3645cm^3/g$，代入（6-8）式可求得 R_d 值分别为 6.67 及 36541。此例说明，前者迁移速度为地下水流速的 1/6.67，后者的迁移速度仅为地下水流速的 1/36541，几乎不迁移。求得 R_d 的值后，便可进行污染预测计算。例如，在一定定解条件下可利用下列包含吸附作用影响的一维平流-弥散-吸附方程预测地下水污染的发展趋势：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=D'\cdot\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}-V'\cdot\frac{\partial C}{\partial x} \tag{6-9}$$

式中：$D'=D/R_d$ 为有效弥散系数，x 为沿地下水流向迁移距离，C 为污染物浓度，V' 为污染物迁移速度。

思 考 题

1. 所谓自净作用（自然净化作用）是指什么？

2. 物理作用效应、化学作用效应、生物作用效应的含义是什么？它们对地下水系统的自净有什么意义？

3. 简述等温吸附方程及等温吸附线的概念，等温吸附方程有几种，兰米尔（Langmuir）等温吸附方程有什么特点。

4. 试述迟后因子（阻滞因子）R_d 的含义，它与分配系数 K_d 有什么关系？

第七章　地下水系统的污染及污染机理

第一节　地下水系统的氮污染及污染机理

一、地下水中氮的存在形式及来源

地下水中溶解氮的主要存在形式是NO_3^-，还有NH_4^+、NO_2^-、NH_3、N_2、N_2O和有机氮。NO_3^-、NH_4^+、NO_2^-（简称“三氮”）以离子的形式存在，NH_3、N_2、N_2O以溶解气体的形式存在，而有机氮则赋存于水中的有机质里。NO_3^-为常量组分，其余多为微量组分。

以硝酸盐形式(NO_3-N)存在的溶解氮是地下水最常见最普遍的污染物，且其污染最广泛，污染面积大。另外，NO_3^-还具稳定性和不易被土壤吸附等性质，所以地下水系统的氮污染问题，实际上主要是NO_3^-的污染。在未受污染的天然水中，NO_3^-多小于20mg/L，在受污染的地下水中，其含量从几十到几千mg/L。NO_3^-的污染主要在城市地区，但在广大农村地区也广泛存在。

地下水氮来源有多种。从大的方面，可分为天然来源和人为活动来源两类。

（一）天然来源

某些研究资料表明，天然土壤中的有机氮是地下水NO_3-N的主要来源之一。根据土壤、动物废物及地下水的环境稳定氮同位素^{15}N和^{14}N的天然变化的研究结果，天然土壤硝酸盐的$\delta^{15}N$值为+2—+8%，66%以上的地下水样的$\delta^{15}N$值位于天然土壤硝酸盐$\delta^{15}N$值的范围内，从而证明，天然土壤中的硝酸盐也是地下水NO_3^-的主要来源。另外，可能还有与某些沉积地层一起沉积的氮。

（二）人为来源

人为来源主要有化肥、农家肥（动物废物）、污水、垃圾及污泥。

1. 化学肥料。农用化肥中有许多是氮肥，如碳酸铵〔$(NH_4)_2CO_3$〕、硝酸铵(NH_4NO_3)、硫酸铵〔$(NH_4)_2SO_4$〕、尿素〔$(NH_2)_2CO$〕、铵水（NH_4OH）等。这些肥料中的氮都可能是地下水NO_3-N污染的来源。一般来说，作物对氮肥的摄取量为40—80%，其余部分通过挥发及反硝化作用返回到大气圈里，也可能残留在土壤里经入渗淋滤进入含水层。在大量施肥的农田里，其回返水的NO_3-N浓度多达15—50mg/L。

2. 农家肥（动物废物）。农家肥含有大量的植物养分，其中氮是主要的一种，所以施用农家肥，在一定条件下可引起地下水NO_3-N污染。

3. 城市生活污水、生活垃圾及某些工业污水。城市生活污水中含有大量的氮，其中

主要是NH_4-N，其次是有机氮。例如，据北京的分析资料，总氮量一般均大于20ppm，NH_4-N一般都大于15ppm。城市生活垃圾也有很高的含氮量，据美国20个城市固体废物堆淋滤液的分析结果，其NH_4-N含量为0—1106ppm，平均为218ppm。NH_4-N可转化为NO_3-N，因此在城市地下水污染中，以NO_3-N污染较突出。某些工业污水，尤其是化肥厂和氮肥厂的工业污水，也是地下水氮污染的主要来源。

二、地下水系统的氮污染（循环）机理

地下水系统中存在的各种形态的氮，在一定条件下可相互转化。地下水氮污染状况取决于氮的输入及转化过程。地下水系统中氮的来源及转化循环途径如图7-1所示。由图可见，地下水系统的氮污染主要是NO_3^-污染。地下水中的NO_3^-可分为直接来源及间接来源两类。直接来源主要是直接来自肥料、污水中的NO_3^-。间接来源主要来自有机氮及NH_4^+的转变，而有机氮和NH_4^+可来源于肥料、污水或天然产生的。这两类来源中，以间接来源为主。下面我们主要讨论其转化过程。

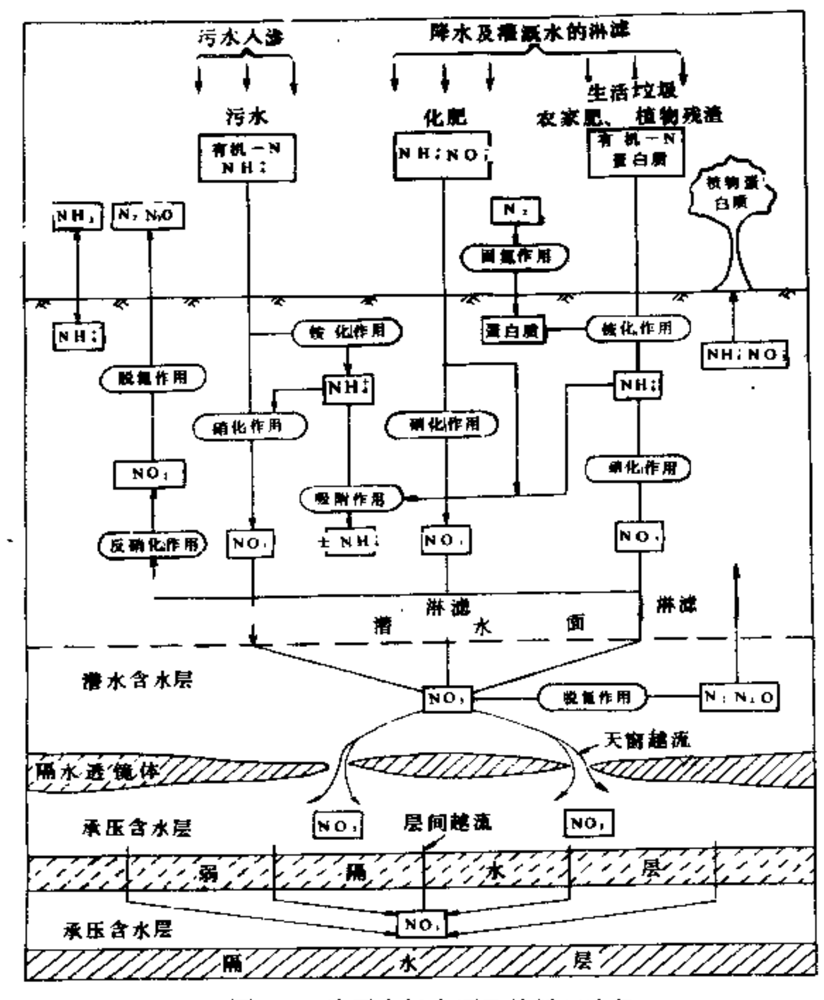


图7-1 地下水氮来源及其循环途径

（一）有机氮的矿化过程及铵化作用

进入地下环境的或土壤层天然存在的复杂含氮有机质的矿化过程，可分为以下两个

阶段。

第一阶段是氨基化阶段，或称氨基化作用。在这一阶段里，复杂的含氮有机质通过微生物酶的一系列作用逐步形成含氨基的简单有机化合物。以蛋白质为例，其简单表示式如下：

$$蛋白质 \rightarrow RCHNH_2COOH（或 R\text{-}NH_2）+CO_2+其它产物+能量$$

第二阶段是氨化阶段，或称氨化作用。在这阶段里，各种简单的氨基化合物分解成氨。同时还可产生有机酸、醇、醛等较简单的中间产物。如：

（1）在充分通气条件下

$$RCHNH_2COOH+O_2 \rightarrow RCOOH+NH_3+CO_2+能量 \quad (7\text{-}1)$$

（2）在厌气条件下

$$RCHNH_2COOH+2H^+ \rightarrow RCH_2COOH+NH_3+能量 \quad (7\text{-}2)$$

（3）一般水解作用

$$RCHNH_2COOH+H_2O \xrightarrow{酶} RCH_2OH+NH_3+CO_2+能量 \quad (7\text{-}3)$$

如果有机氮完全矿化，则所有的有机质均分解成无机化合物，例如碳变为 CO_2，氮变为 NH_3。整个有机氮的矿化过程可以在好气条件下，也可以在厌气条件下进行，但以好气条件下的矿化较快，而且积累的中间产物（有机酸）少。矿化过程必须有微生物参加，参加此过程的微生物均以有机质中的碳作为其生物能源，因此，称异养型微生物，或称有机营养型微生物。

地下水系统中的氨（NH_3）可经水解作用转变为铵（NH_4^+）：

$$NH_3+H_2O \rightarrow NH_4^++OH^- \quad (7\text{-}4)$$

这一过程亦称铵化作用。

（二）硝化过程（硝化作用）

在微生物作用下，使 NH_4^+ 氧化为 NO_3^- 的过程称为硝化过程，或称硝化作用。参与这一作用的微生物主要是亚硝化毛杆菌属和硝化杆菌属。它们不需要有机质作为能源，细菌细胞合成所需的碳可从无机碳源（如 CO_2 和 HCO_3^-）获得，因此这些微生物称自养型微生物（或自养型细菌）。在大多数情况下，亚硝化菌和硝化菌同时存在，每克土壤可达数千个。

硝化作用分为两个阶段：第一阶段是 NH_4^+ 氧化为 NO_2^-，第二阶段是 NO_2^- 氧化为 NO_3^-。主要反应过程如下：

$$NH_4^-+1.5O_2 \xrightarrow{亚硝化杆菌属} NO_2^-+H_2O+2H^++能量 \quad (7\text{-}5)$$

$$NO_2^-+0.5O_2 \xrightarrow{硝化杆菌属} NO_3^-+能量 \quad (7\text{-}6)$$

在上述反应中，每摩尔 NH_4^+ 所产生的能量为 247—357kJ，每摩尔 NO_2^- 所产生的能量为 65—88kJ。1 毫克 NH_4-N 完全氧化为 NO_3-N 需氧 4.27 毫克。其中 NH_4-N 氧化为 NO_2-N 耗氧 3.16 毫克，NO_2-N 氧化为 NO_3-N 耗氧 1.11 毫克。另外，硝化作用可从 NH_4^+ 中释放出 H^+，氧化 1 毫克 NH_4^+，需消耗 7.07 毫克碱度（以 $CaCO_3$ 计）。如土壤中有充足的碱度（碳酸盐和重碳酸盐），则可阻止 pH 降低，不然，pH 降低会使硝化作用急剧变

缓。

概括来说，硝化过程是一个需要亚硝化菌和硝化菌参加，并消耗氧的一个生物氧化过程，是一个释放能量的反应。NO_3^-是氧化环境里溶解氮的最稳定形式，是氮氧化的最终产物。

（三）反硝化作用

在缺氧的还原环境中，通过微生物使NO_3^-还原为N_2或N_2O形式的气态氮的过程称为反硝化过程，或称反硝化作用。参加反硝化作用的细菌称为反硝化菌，通常是异养型细菌，其细胞合成需要有机碳作为能源，且在厌氧环境下繁殖。

NO_3-N 的生物还原过程有一系列中间产物：NO_2^-、NO、N_2O、N_2。其反应过程的表示式可简写为：

$$2NO_3^- \xrightarrow[-2H_2O]{+4H^+} 2NO_2^- \xrightarrow[-2H_2O]{+2H^+} 2NO \xrightarrow[-H_2O]{+2H^+} N_2O \xrightarrow[-H_2O]{+2H^+} N_2 \quad (7\text{-}7)$$

反硝化过程的一个基本特点是NO_3^-起到电子接受体的作用。同样NO_2^-、NO、N_2O也可起同样作用，所以（7-7）式可分解为下列四个反应：

$$2NO_3^- + 10H^+ \rightarrow N_2 + 4H_2O + 2OH^- \quad (7\text{-}8)$$

$$2NO_2^- + 6H^+ \rightarrow N_2 + 2H_2O + 2OH^- \quad (7\text{-}9)$$

$$2NO + 4H^+ \rightarrow N_2 + 2H_2O \quad (7\text{-}10)$$

$$N_2O + 2H^+ \rightarrow N_2 + H_2O \quad (7\text{-}11)$$

上述反应中的H^+主要来自于有机物的氧化。需要指出，我们把NO_3^-整个还原过程统称为反硝化作用，实质上它可分为两个过程，即NO_3^-还原为NO_2^-，NO_2^-还原为N_2O或N_2。前者也有人称为反硝化作用（狭义的），后者有人称为脱氮作用。

反硝化作用有利于地下水中NO_3^-的净化。

（四）铵的吸附作用

NH_4^+随水由地表向下运动时，可能被土壤或包气带地层中的吸附剂吸附在固体表面上，这种现象称铵的吸附作用。铵的吸附一般属阳离子交替（换）吸附，是可逆的。土壤或地层中所吸附的NH_4^+占阳离子吸附容量（CEC）的百分比取决于水中其它一价、二价阳离子，特别是Ca^{2+}、Mg^{2+}的浓度，因为它们与NH_4^+争夺吸附格位。吸附性NH_4^+并不稳定，它可能硝化为NO_3^-，再次进入水中。

三、影响氮转化的环境、地质因素

影响氮转化的环境及地质因素主要有：温度，pH 值及 Eh 值，土壤含水量，污水及土壤中的有机质，包气带岩性及地质结构，含水层类型等。

（一）温　度

硝化作用的最佳温度为 30—35℃，温度太高和太低对硝化作用都不利，当温度小于5℃和大于 50℃时，硝化作用很弱。温度变化对硝化速率影响甚大，迈尔斯（Myers，R·J·K，1975）研究证明，35℃和 20℃相比，前者的硝化速率为后者的 8 倍。反硝化作

用的最佳温度为35℃—65℃，35℃时即达到最高的反硝化速率，从35℃至60℃，其反应速率几乎一样。在3—85℃范围内，均可发生反硝化作用 但低于11℃时，反硝化速度就很低了。

（二）pH 值及 Eh 值

酸碱条件（pH 值）和氧化还原条件（Eh 值）对氮的转化影响较大。硝化作用最佳的pH 值范围是6.4—7.9，产生硝化作用的pH 值范围是5.1—7.9，pH>7.9时，一般只产生NH_4^+，氧化为NO_2^-的作用，pH<5.1时，基本不发生硝化作用。反硝化作用的最佳pH 值为8—8.6，产生反硝化作用的pH 值范围是3.5—11.2，低于3.5高于11.2均不发生反硝化作用。一般来说，当Eh>250mV或300mV时才产生硝化作用，在Eh<250mV或300mV的条件下才会发生反硝化作用。硝化作用随Eh增加而增加，而反硝化作用随Eh增加而减弱。通常，在微碱性条件下，NO_3^-含量随Eh值增高而升高。地下水中氮组分的Eh-pH稳定场见图7-2。

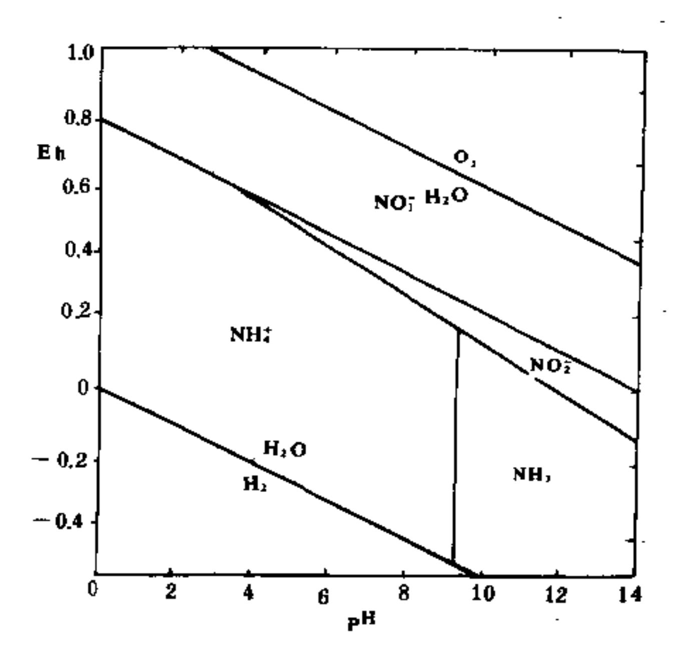


图7-2 地下水中氮组份的优势场

（25℃，101325Pa）

（三）土壤含水量

当土壤含水量为最大持水度的1/2到2/3时，硝化作用最强。一般来说，硝化作用最合适的土壤含水量为15—20%。高含水量的土壤，阻碍了氧气的扩散，不利于硝化作用的进行。长期干旱或淹水时，由于硝化菌发育缓慢，硝化作用很弱。在淹水土壤中容易产生反硝化作用。污灌稻田区的潜水，其NO_3-N含量比污灌旱区的潜水低。

（四）污水和土壤中的有机质

参与硝化作用的硝化菌为自养型菌，它们不需要有机碳作为能源，故硝化作用的强

弱和有机质的多少关系不大。但是参与反硝化过程的反硝化菌多是异养型菌，必须以有机碳作为细胞合成的能源，有机质丰富，反硝化菌繁殖快，反硝化作用强；即使处于强的厌气还原环境，如果没有或很少有有机碳时，反硝化作用也不明显。含水层中的有机物很少时，反硝化作用很弱。有机碳与水中的 NO_3-N 之比（即 C/N 比）多大合适才能使 NO_3-N 完全还原为气态氮，取决于是什么样的碳源。例如，如果以葡萄糖作为反硝化菌的碳源，则其反应式为

$$C_6H_2+4NO_3^-\rightarrow 2N_2+6H_2O+6CO_2 \tag{7-12}$$

该方程表明，要使 1mg 的 NO_3^-完全硝化为 N_2，则至少需要 1.3mg 的 C。所以说，当 C/N>1.3 时，反硝化强烈。

（五）包气带岩性及地质结构

颗粒粗，透水性好的地层有利于硝化作用。因为透水性好，透气性就好，从而使包气带保持氧化环境，满足硝化作用对氧的需求。一般来说，土壤空气的含氧量低于 5%时，硝化作用锐减。包气带厚度也是一个控制因素，如潜水埋深浅，包气带薄，硝化作用不完全，而 NH_4^+进入含水层后，由于供氧不足，或 Eh 不够高，硝化作用也较弱，有一部分 NH_4^+很易吸附在含水层固体物质表面，只有当水位下降时，被吸附的 NH_4^+才被硝化为 NO_3-N。这就是人们常说的地下水位降低，水质恶化。一般，粗粒的单层地层结构有利于硝化作用，而粗细相间的地层结构或有多层粘土含量高的地层剖面有利于反硝化作用。在地表环境类似的情况下，前者的硝酸盐污染比后者明显，而后者潜水中的 NH_4-N 往往高于前者。

（六） 含水层类型

由于潜水含水层与硝化作用强烈的包气带（如包气带透水性好的话）相连，所以大部分的氮污染均发生于潜水。承压含水层有隔水层的保护，且其还原条件比潜水好，不利于硝化作用，而利于反硝化作用，所以承压含水层很少受 NO_3-N 污染。但是，如果受到 NO_3-N 污染的潜水通过某些途径（如结构不合理的井管、废井孔等）越流补给下伏承压水，则承压含水层也会产生氮污染。

第二节 微量金属污染及污染机理

地下水微量金属元素污染主要是 Cr、Hg、Cd、Pb、Fe、Mn、Cu、Zn、Ag 等的污染。这些微量金属元素在饮用水水质标准中均有限量规定。天然地下水微量金属元素浓度一般都小于 1mg/L（Fe 除外）。但在受污染的地下水中，其浓度可超过地区背景值（本底值）或饮水标准。其中 Cr 被认为是最有可能使地下水水质恶化的一种，Hg 和 Cd 是最危险的组分，Pb 也是有毒组分，而 Fe 往往是天然地下水存在的，由于其浓度高，往往影响人们的饮用。本节着重讨论几个微量金属元素的污染及其污染机理。

一、铬（Cr）

地下水铬污染主要来源于工业废水（如电镀、制革、化工、冶炼等工业废水）、污泥

及工业固体废物。地下水人为来源的铬污染往往是点污染源引起的，所以其污染范围往往是局部的。

地下水中的铬有两种氧化态：Cr^{3+}和Cr^{6+}，三价铬以阳离子和阴离子的形式存在〔Cr^{3+}、CrO_2^-、$Cr(OH)^{2+}$〕；六价铬主要以阴离子形式存在（CrO_4^{2-}、$HCrO_4^-$、$Cr_2O_7^{2-}$）。六价铬的毒性比三价铬大得多（约大100倍）。三价铬和六价铬可相互转化。在氧化条件和地下水正常pH值范围内（pH=6.5－8.5），三价铬可转化为六价铬（CrO_4^{2-}等）；在强酸性溶液中，六价铬与可氧化物（一般是有机分子）反应，可生成三价铬。

三价铬在一般的地下水中（pH=6－9）稍溶于水，是一种不稳定组分。pH<6时溶解度大，迁移能力强，pH<5时，多以稳定的溶解形式〔Cr^{3+}、$Cr(OH)^{2+}$〕出现，pH>7时，一般形成$Cr(OH)_3$或Cr_2O_3沉淀。故Cr^{3+}在碱性水中很少。土壤和沉积物（泥沙）对Cr^{3+}有强烈的吸附作用，且天然条件下很难解吸。

六价铬在氧化环境碱性水中溶解性大、迁移能力强，在还原环境酸性水中难溶，不易迁移。即含Cr^{6+}的地下水应该是碱性的氧化环境。根据罗伯逊野外实测的Eh和pH值表明，凡是含Cr^{6+}的地下水，Eh>280mV，pH>7.7。浅层地下水处于相对比较好的氧化条件，所以很易受Cr^{6+}的污染。而且CrO_4^{2-}是其在氧化条件下一般地下水中稳定的溶解组分，也是六价铬在地下水中存在的主要形式。

一般来说，阻碍六价铬迁移的机理主要是吸附和氧化还原。

1. 六价铬的吸附。当地层中存在阴离子吸附剂（如铁的氧化物及氢氧化物）时，在合适的pH值下，CrO_4^{2-}也是会被吸附的。其吸附主要是物理吸附，其次是化学吸附。主要起吸附作用的不是有机质，而是铁的氧化物及氢氧化物。水中HCO_3^-和SO_4^{2-}的存在，可使Cr^{6+}的吸附量减少20%。

2. 地下水中Cr^{6+}的迁移性能常常受氧化还原条件的影响。如果地下水含水层或包气带地层中富含有机质及二价铁，很容易使Cr^{6+}还原为Cr^{3+}，并形成$Cr(OH)_3$沉淀。Fe^{2+}与Cr^{6+}的反应如下：

$$CrO_4^{2-}+3Fe^{2+}+8H_2O=Cr(OH)_3+3Fe(OH)_2+4H^+ \tag{7-13}$$

只有当Fe^{2+}浓度<10^{-11}mol/L时，这种反应才不会发生。关于土壤中有机质对Cr^{6+}还原为Cr^{3+}的影响，巴特利特等试验结果证明，有机质含量<0.05%，培养5星期后，所有的Cr^{6+}都还原为Cr^{3+}。所以，地下水Cr^{6+}污染的可能性及严重程度，很大程度上取决于该系统中铁和有机质的含量。

二、汞（Hg）

地下水汞污染的主要人为来源是工业废水（如化学工业、氯碱工业、电镀、造纸、颜料、仪器仪表、炼油、电池等工业废水）和农药。地下水受汞污染的情况较少出现，且污染范围往往是局部的。但由于其毒性大而引起人们的重视。

汞在水中有三种价态：Hg^0、Hg^+、Hg^{2+}。最常见的是Hg^{2+}、Hg^0（元素汞或金属汞）。Hg^{2+}可与阴离子络合，形成络合离子（离子对），如$HgCl_2^0$、$Hg(OH)_2^0$、$HgOH^+$、$HgSO_4^0$等。因此，汞在一般淡地下水中多以二价汞化合物〔主要是$HgCl_2^0$、$Hg(OH)_2$〕和Hg^0的形式存在。一价汞在地下水中较少见，主要是Hg_2Cl_2。汞又分为无机汞（如Hg_2Cl_2、$HgCl_2$、HgO、HgS、HgI_2等）和有机汞（如甲基汞CH_3Hg^+、二甲基汞

$(CH_3)_2Hg$、乙基汞 $C_2H_5Hg^+$等）两类。有机汞的毒性比无机汞大。人类活动排放到水环境中的汞化合物主要是无机汞。无机汞在一定水环境中在厌气微生物的作用下可转化为有机汞（主要是甲基汞、二甲基汞）。

汞的最大特性之一是易被胶体吸附。大约有80—90%的汞是以吸附状态存在，因此它常常富集在土壤、污泥、河流底泥里。从各污染源排放的汞主要富集在排水口附近的底泥和悬浮物中。所以，地表污染源的汞很难向下迁移进入地下水，其主要机理是汞很容易被土壤中的胶体颗粒吸附。汞在水中的溶解度和迁移性很低，在水中的含量亦低。

酸碱条件（pH值）及氧化还原条件（Eh值）对汞的迁移有较大影响。如在酸性条件下（$pH<7$），在水环境中有少量 Cl^- 存在时，汞主要以 $HgCl_2^0$ 的形式存在，比较稳定，迁移性能强。在碱性条件下（$pH>7$），汞主要以 $Hg(OH)_2$ 形式存在，易被吸附，迁移性低。在高Eh值的氧化条件下，汞呈离子状态，利于迁移；在低Eh值的还原条件下，以金属汞的形式存在，它易沉淀，而且易被挥发进入空气。

三、铁（Fe）

铁在地壳中的平均含量（丰度）为5%，所以地下水中铁的天然来源相当丰富。地下水中铁的人为来源主要是金属硫化矿床开采时的氧化，某些工业废水、固体废渣（垃圾）淋溶等。

铁在地下水中可以 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 的形式存在。铁在地下水中存在形式和迁移性主要决定于Eh和pH值。在还原条件下，铁以 Fe^{2+} 形式存在，Fe^{2+} 在酸性条件下迁移性强，在 $pH>8$，并有一定浓度的 CO_3^{2-} 和 S^{2-} 存在时，可形成 $FeCO_3$、FeS 沉淀。在氧化条件下，Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+}，在一般地下水中（$pH=6-9$）主要以 $Fe(OH)_3^0$ 胶体形式存在和迁移（很少有游离的 Fe^{3+}）。一般情况下，Fe^{3+} 在水中的含量随pH值降低而增大，在碱性水中产生 $Fe(OH)_3$ 的沉淀。铁的氧化或还原一般都要有铁细菌参加，主要起催化作用。

水中铁及化合物一般无明显毒性，但铁离子含量过高会影响水的味道。如水中氧化亚铁含量达到0.3mg/L时，水具有墨水味，影响人们饮用。

四、其它微量金属

其它微量金属，如Cd、Pb、Cu、Zn、Ag、Ni等在地下水中含量很少，它们主要受吸附和沉淀的控制。它们在水中的游离离子多为二价阳离子，也可形成无机络合离子或有机络合离子。在这些微量金属中，Cd、Pb的毒性较大。

镉（Cd）的人为来源主要是矿山、冶金、电镀化工、纺织等工业废水。镉有很强的毒性，慢性镉中毒即为“骨痛病”。镉在水中的溶解度较大，但在水中的浓度很低，主要是由于吸附作用，镉存在于底部沉积物和悬浮物中。在水中镉一般以 Cd^{2+} 或简单络离子的形式存在。酸性氧化条件下，Cd^{2+} 迁移性强，碱性还原条件下，Cd^{2+} 迁移性能弱，易形成 $Cd(OH)_2$、CdS 等沉淀。镉常同腐殖酸形成络合物。

铅（Pb）为蓄积性毒物，主要人为来源为矿山、冶炼、印刷、电池等工业废水及汽油燃烧废气。铅在水中一般以 Pb^{2+} 或简单络离子形式存在。铅在水中的溶解度很小，而且易被粘土矿物、铁和锰的氢氧化物等胶体吸附，所以铅在水中的浓度很低。当水的矿化度大于1g/L时，铅可从水中沉淀析出。铅在水中的迁移距离比较短，易于就地沉淀，

在多数水环境中，铅均以稳定的氧化态存在。在酸性水中，Pb^{2+}的含量远高于在碱性水中的含量。在酸性条件下，铅在水环境中的主要迁移形式为Pb^{2+}、$PbSO_4^0$，在碱性条件下，$PbCO_3^0$、$Pb(OH)^+$占优势。

第三节　微量非金属污染及污染机理

地下水微量非金属污染主要是As、F、Se、P、B、S等元素的污染及氰的污染。其中较常见、危害较大的是As、F、氰的污染。因此，本节仅就As、F两种元素及氰的污染及其污染机理进行论述。

一、砷（As）

砷在地壳中大部分以分散状态存在，也常与硫结合形成硫化（矿）物，如雄黄（AsS）、雌黄（As_2S_3）、毒砂（FeAsS）、砷铁矿（$FeAsS_2$）、硫砷铜矿（Cu_3AsS_4）、红银矿（$3Ag_2S \cdot As_2S_2$）等。地壳岩石矿物中的砷经氧化后变为砷酸盐，易溶于水，成为地下水中砷的天然来源。地下水中砷的人为来源主要是砷合金冶炼、玻璃工业、化工工业、硫酸厂、氮磷肥厂、医药、染料、涂料等工业废水和废渣及农药的使用等。一般，地下水中As含量<0.1mg/L，As含量很高的地下水多是人为污染所致。

砷在水中主要以砷的氧化物存在。砷有四个价态：+5、+3、0、−3价，地下水中的As主要以三价和五价出现。在氧化条件下，地下水中的As为五价，其存在形式有$H_3AsO_4^0$（pH<3）、$H_2AsO_4^-$（pH=3—7）、$HAsO_4^{2-}$（pH=7−12.5）、AsO_4^{3-}（pH>12.5）。其中多以带负电的络合阴离子出现。如地下水中有足够的Fe和Mn存在，可形成难溶化合物：$FeAsO_4$、$Mn_3(AsO_4)_2$，所以，一般在浅层的含氧地下水中，As浓度不会很高。在还原条件下，地下水中的As为三价，其存在形式主要有：$H_3AsO_3^0$（pH=0.34−9.2）、$H_2AsO_3^-$（pH>9.2）、$HASO_3^{2-}$（pH>12.5）；如地下水有足够的硫存在，则可形成As_2S_3和AsS等矿物沉淀，这些硫化物的溶解度极低。因此，As浓度高的地下水，一般其Eh值低，没有或很少有低价S（如HS^-）。

一般，As（Ⅲ）的迁移能力大于As（Ⅴ），As（Ⅲ）的毒性也比As（Ⅴ）大得多。对As含量很高的污染地下水，可考虑用含氧水回灌，使三价砷变为五价砷，从而产生沉淀而使其浓度降低。

由于地下水中的As（Ⅲ）、As（Ⅴ）多以带负电的阴离子和不带电的络合离子存在，所以吸附对砷的迁移影响不大。但在一定的pH条件下，粘土矿物也吸附As（Ⅲ）和As（Ⅴ）。研究证明，当pH=5时，As（Ⅴ）（$H_2AsO_4^-$）吸附量最大，pH小于或大于5，其吸附量都明显减少。对于As（Ⅲ）来说，在pH=3−9的范围里，As（Ⅲ）的吸附量随pH值增加而增大。

二、氟（F）

关于地下水中氟的天然来源及天然地下水中氟富集的条件在第三章已经论述。这里主要讨论人为的地下水氟污染及污染机理问题。

地下水中氟的人为来源主要是矿山、冶金、钢铁工业、炼铝工业、磷肥厂、玻璃工

业、陶瓷厂等的废水、废渣、废气及高氟煤燃烧废气。其中废气中的氟主要以气体（HF）存在，随雨水渗入地下，进入含水层，废渣中的氟主要通过降水淋溶进入含水层。含氟废水通过一定途径直接进入含水层，从而造成人为的地下水氟污染。如唐山钢厂含氟量达10—15mg/L的废水直接排入陡河，使两岸灰岩井水氟含量逐年上升，最高值达6mg/L，1982年氟污染面积达3.76km^2。

氟在地下水中主要以F^-的形式存在，其中在碱性水中多呈离子状态，在酸性水中一般以络合物的形式迁移。地下水中的F^-可与Al、Be、Fe、Si等形成溶解的络合物。

氟在土壤中的吸附和解吸是影响地下水F^-污染的主要机制之一。F^-在土壤或矿物上吸附过程中，可释放出Al、Fe、OH^-，使矿物结构被分解。F的原始浓度低时，其吸附遵循兰米尔等温吸附方程，F^-的原始浓度较高时，其吸附偏离兰米尔等温吸附方程，且吸附等温线分为两段，前一段（浓度低时）斜率大，后一段（浓度高时）斜率变小。氟的吸附也可用弗里因德里克等温吸附方程描述。土壤及矿物的性质对氟吸附影响较大，据鲍尔的研究，其对氟的吸附能力如下：膨润土（蒙脱石）、蛭石和针铁矿<碱性土<三水铝石和高岭土<$Al(OH)_3$。氟的吸附与土壤pH值、Al、Fe、粘粒和有机质明显相关。概括来说，如果土壤中Al、Fe、粘粒及有机质含量低，pH高（碱性），则土壤对F^-的吸附能力小，F^-易于被植物摄取，且可能向下淋滤进入含水层；反之，如若土壤中的Al、Fe、粘粒及有机质含量高，pH=5.0—6.5，则土壤对F^-具有高的吸附容量，植物不会受氟的毒害，也不会危及地下水水质。关于氟的解吸情况，一些学者研究表明，在酸性土壤里，F^-的吸附是可逆的；在钙质土壤里，F^-的吸附和解吸均受阻滞。吸附平衡时间越长，吸附的F^-越不易解吸。

三、氰化物（CN^-）

氰化物，也简称氰，是含有CN^-基（或根）的一类化合物的总称。土壤和植物中含有天然氰化物，但天然地下水中，很少含有氰化物，所以地下水中的氰化物主要是人为污染造成的。其人为来源主要是：电镀、焦化、煤气、冶金、化工等工业废水和某些农药等。氰化物一般都有很大毒性。

水体中的氰化物，以多种形式存在，主要有：(1) 简单的氰化物。主要是简单的盐类，如氰化钾（KCN）、氰化钠（NaCN）、氰化铵（NH_4CN）等，其溶解大，在水中主要以游离氰离子（CN^-）存在，毒性强；(2) 与金属离子（如Cu、Fe等）形成的络合物。一般比较稳定，毒性相对较小。目前水质标准中所指的氰化物，主要是能将其氰基作为氰离子测定的含氰化合物，其浓度以CN^-计。

天然水中的氰化物有较强的自净能力。其净化机制主要是挥发和分解两个途径：

1. 氰化物的挥发作用。当pH值较低时，氰化物与溶于水中的CO_2作用产生氢氰酸（HCN），向空中逸散：

$$CN^- + CO_2 + H_2O = HCN\uparrow + HCO_3^- \quad (7\text{-}14)$$

据研究，在一般水质及pH值低的条件下，这种净化机制占水中氰化物总自净量的90%左右。

2. 氰化物的生物化学氧化分解。水中的氰化物在游离氧氧化作用下，在微生物参与和促进下，可生成NH_4^+和CO_3^-：

$$2CN^- + O_2 = 2CNO^- \quad (7\text{-}15)$$

$$CNO^- + 2H_2O = NH_4^+ + CO_3^{2-} \quad (7\text{-}16)$$

这种净化作用的自净量占氰总自净量的10—30%。温度升高可以加速对氰的分解，另一方面亦有利于微生物的繁殖，增加了微生物对氰的分解。

由于上述作用，水中的氰浓度随迁移时间和距离的加大而减小，服从负指数的关系。

pH值对水中氰化物的稳定性影响较大。一般，在碱性条件，氰化物较稳定，而在酸性条件下易生成HCN挥发（7-14式）。故在测定氰化物的水样中必须加碱（NaOH）固定，使pH≥12，以防止氰化物的挥发分解，并应及时测定。

土壤对氰化物的净化能力很强，一方面是由于土壤中的微生物能把土壤中的氰化物转化为碳酸盐和氨，另一方面土壤中含有铜、铁、锌等与氰形成稳定的络合物，从而降低了氰的毒性。

植物对氰也有代谢净化作用，即植物可将较低浓度的外源氰吸入体内并将其转化成氰醣甙（植物生长所需物质），但外源氰浓度较大时会对植物产生抑制和毒害作用。

第四节　有机化合物的污染及污染机理

水环境中有机化合物的种类繁多（约1200种左右）。按其对水质量的影响和污染危害，可概略分为两大类：有毒有机物与耗（或需）氧有机物。前者如酚、醛、苯、多环芳烃、多氯联苯（PCB）、有机氯农药（如DDT、六六六、狄氏剂等）、芳香胺、石油等。后者主要指动、植物残体和生活污水及某些工业废水中的碳水化合物、脂肪、蛋白质、氨基酸等易分解的有机物，它们分解过程中要消耗水中的溶解氧，故称耗氧有机物。耗氧有机物主要使水质恶化。如果按物理化学性质，也可把有机化合物分为两大类：极性的（离子型的）和非极性的（非离子型的）有机物，其中每一大类又可分为挥发性的和非挥发性的两个亚类。在地下水系统中，危害性最大的主要是非极性的难溶的挥发性有机化合物，它们多属卤代烃类，是疏水有机化合物。

有机化合物在水中含量甚微，不能象常规组分那样广泛地进行监测，因此，要充分了解地下水的有机污染是较为困难的。下面对地下水的有机物污染及污染机理作概略介绍。

一、有毒有机物（以酚为例）

酚是芳香烃中苯环上氢原子被羟基取代而生成的化合物：根据氢原子被羟基取代的数目可分为一元酚（又称单元酚，如苯酚、甲酚等）和多元酚（如二元酚、三元酚、苯六酚等）。一元酚（单元酚）为挥发酚（沸点<230℃），多元酚大都是不挥发酚（沸点>230℃）。各种酚类均是强毒性有机化合物。目前工业上大量产生的是挥发性一元酚（单元酚），且主要是苯酚（C_6H_5OH），它在水中不稳定、易挥发，在常温下放出一种特殊芳香刺激性臭味，是地下水酚类化合物污染的主要成分。如水中酚含量达0.005mg/L，用氯消毒处理水时，可生成氯酚等物质，散发出使人厌恶的氯酚臭味，不能饮用，故饮用水中对酚的要求标准很严。目前测定的水中酚含量主要是挥发酚的含量，且主要是苯酚。

地下水中酚类化合物的人为来源主要是：炼焦、石油化工、煤气厂、炼油厂、合成

化学工业、合成树脂厂、染料厂等的工业废水或废气、废渣。

表生带自然环境中也存在着各类天然酚化合物。土壤中的酚主要是各种"结合态"的多元酚，简单的游离挥发酚很少。

酚类化合物在地下水系统中较易分解净化。其分解的主要机理是生物化学氧化，其次是酚的化学氧化和挥发作用等。自然环境中无论冬夏都存在着分解酚的微生物。酚的生物化学氧化经历复杂的阶段，生成一系列中间产物。从酚化合物的种类和结构看，其生化分解能力为：(挥发性) 单元酚＞二元酚＞三元酚。酚的分解速度与微生物的数量成正相关关系。所有酚类化合物在一定温度范围内（如 0—30℃），随水温的升高，分解加强，分解速度加快。试验证实，酚类化合物生化分解最合适的水温是 15—25℃。低于 10℃会大大降低微生物的活性。在水中由于含有溶解氧，酚可被氧化，形成一系列的氧化物，最后分解为碳酸、水和脂肪酸，而利于自净，如 $C_6H_5OH+14O_2 \rightarrow 7O_2+6CO_2+3H_2O$；或由于络合作用形成胡敏酸和其它更复杂的稳定有机化合物，而不利净化。另外，土壤对酚也有一定的吸附能力，原因是土壤中的有机质与酚中的羟基（—OH）起作用，以非极性吸附的方式吸附一定量的酚。

pH 值对酚的分解影响很大。pH 值越小，酚越不稳定，越易挥发和分解。相对而言，一般在酸性条件下酚易挥发、分解，碱性条件下酚较为稳定，因此测定酚污染水样都需加碱作稳定剂（使 pH＞12)，并应及时测定。

由于酚易分解的性质，决定了水中酚的浓度随流经距离的增加而逐渐下降。在地表水中它们呈负指数关系变化，即：

$$C_d=C_0e^{-k\cdot d} \tag{7-17}$$

式中：C_0——酚在水中的起始浓度；d——流经距离；C_d——酚在距离 d 处水中的浓度；k——自净系数，$k_{0-d}=\frac{1}{d}(\ln C_0-\ln C_d)$。

总之，酚在地下水系统中易被分解而自然净化，只有酚的人为污染源长期存在时，才会造成地下水的酚污染。

二、耗氧有机物

污染地下水的耗氧有机物（或称需氧有机物）较多，组成复杂，现有分析测试技术难以对其含量分别测定。目前，一般采用下述方法和指标来表示（或指示）地下水中耗氧有机物的总体相对含量和地下水被有机污染的程度。

1. 化学需氧量（COD)。化学需氧量是指在一定条件下，水中有机物质被化学氧化剂氧化过程中所消耗的氧量。记为 COD (Chemical Oxygen Demand 的缩写)，以氧的 mg/L 表示。由于水中各种有机物进行化学氧化的难易程度不同，COD 值只表示在一定条件下(或规定条件下）水中耗（需）氧有机物需氧量总和的相对值，COD 越高，水中耗（需）氧有机物越多。一般，COD=1mg/L 时，相当于耗（需）氧有机物含量 21mg/L。COD 反映或指示水体受有机污染的程度。目前，测定 COD 的方法主要有高锰酸钾（$KMnO_4$）法和重铬酸钾（$K_2Cr_2O_7$）法两种，由于两种方法的氧化剂对有机物的氧化程度不同，所测结果有差异，故其测定结果必须注明测定方法。

2. 生化需氧量 (BOD)。生化需氧量是指水中有机物被微生物分解的生物化学过程中

所消耗的溶解氧量。记为 BOD（Bio-chemical Oxygen Demand 的缩写），以氧的 mg/L 表示。因微生物分解有机物的速度与温度和时间直接有关，为了使测定的 BOD 值有可比性，通常采用 20℃培养 5 天所消耗的氧作为生化需氧量的指标，称为 5 日生化需氧量，记为 BOD_5。BOD 越大，水中耗（需）氧有机污染物愈多。故 BOD 是表示或指示有机污染程度的指标。由于地下水是包气带土壤层一系列微生物作用的终点，水中可生物降解的微生物很少，所以地下水的 BOD 值一般很小。通常 BOD_5<1mg/L 为清洁水，BOD_5>3mg/L，表示已受有机污染。

3. 溶解氧（DO）。溶解于水中的氧（O_2）称为溶解氧。记为 DO（Dissolved Oxygen 的缩写），以水中氧的 mg/L 表示。正常大气压下，水温为 25℃时，水中溶解氧含量约为 9mg/L。当水被耗氧有机物（主要是还原性有机物）污染时，水中的溶解氧与其反应被消耗。如以最简单的碳水化合物（CH_2O）代表有机污染物，则其反应式为：

$$CH_2O + O_2 = CO_2 + H_2O \quad (7\text{-}18)$$

所以，水中耗（需）氧有机物愈多，溶解氧（DO）就愈小。故 DO 是表示（或指示）水体受有机污染程度的一个间接指标。在浅层地下水中，DO 越小，污染程度越大。有条件时，最好在现场测定 DO。

三、影响有机化合物迁移的主要机理

在地下水系统中，控制有机化合物迁移的主要机理是吸附、生物降解、化学反应。

（一）吸附

对于极性有机物来说，其吸附过程主要是静电引力引起的；对于非极性难溶有机物来说，其吸附过程的机理目前还不十分清楚。微量有机化合物主要吸附在沉积物和土壤的有机物颗粒上。在土壤、沉积物和含水层物质中，85%以上的吸附是产生于粒径<125μm 的颗粒上。已有的研究成果表明，如水溶液中有机污染物的平衡浓度小于 10^{-5}M 或低于其溶解度的 1/2，则非极性有机物或中性的有机物在固相有机质和液相的分配很快即可达到平衡，吸附是可逆的，其等温吸附线是线性的。有机溶质在土壤及沉积物上的吸附与该溶质的溶解度成反比。

（二）生物降解

有机化合物在土壤及沉积物迁移过程中，生物降解是一种重要的机理。有机污染物的生物降解过程中，必须有细菌参加。一般来说，可生物降解的有机污染物有：卤代烃类、芳烃类等，而氯化烃类多是难生物降解的。但卤代烃化合物也有难生物降解的，如二氯溴甲烷、四氯乙烯、1，2-二溴-三氯丙烷，1，2-二氯乙烷，三氯乙烯及 1，2-三氯乙烷基本上是不降解的。有机污染物衍生物降解后多半可转变为毒性小的或无毒的组分，最终转化为无机物（如 CO_2、H_2O、H_2S、矿物盐类）。但也有某些有机污染物降解的中间产物可能比原污染物具有更大的毒性，如 DDT 降解的中间产物 DDE，它比 DDT 毒性更大。

（三）化学反应

在地下水系统中，影响有机化合物迁移的主要化学机理是氧化作用、水解及还原作

用。这些作用都可能使有毒的有机物变为毒性小或无毒的组分。如氧化作用，可以使有机物最终分解为一些无机组分，如CO_2、H_2O。以甲烷为例：

$$\underset{\text{烷}}{CH_4} \rightarrow \underset{\text{醇}}{CH_3OH} \rightarrow \underset{\text{醛}}{CH_2O} \rightarrow HCOOH \rightarrow \underset{\text{无机物}}{CO_2 + H_2O}$$

水解作用可使—OH基进入有机物，使其毒性变小。此外，对于挥发性有机化合物来说，其进入土壤过程中，有很大部分被挥发掉。据威尔逊等的研究，卤代烃类化合物，如三氯乙烯、三氯乙烷、氯仿等，其挥发量为进入土壤量的50%以上。

第五节 微生物污染及污染机理

一、地下水微生物污染

污染地下水的病原微生物可分为三类：细菌、病毒及寄生虫，以前两种为主。这些病原微生物主要来自生活污水、医疗污水、人畜粪便、某些工业污水（如制革、屠宰、生物制品等工业污水）。一般，地下水微生物污染的范围是比较局部的。饮用或利用受微生物污染的水，对身体十分有害，可引起疾病，称水媒病。国内外都有许多水媒病的例子。细菌、病毒在地下水中存活时间比在地表水中长，所以其危害更大。

目前，受分析测试手段所限，要对水中各种细菌，尤其是病毒随时进行全面检测和查清是很困难的。所以，饮用水水质标准中仅对水中细菌总数和大肠杆菌类作了限量规定，即细菌总数≤100个/mL，大肠肝菌≤3个/L。这是流行病学上的间接指标。其中，大肠杆菌类大多并非致病菌，一般对人体无害，但大肠杆菌存活期长，易发现，且往往与某些病菌、病毒共存，故水中有大肠杆菌说明水已被粪便等污染，并说明可能存在其它病原微生物，因此大肠杆菌是一种指示细菌，它和细菌总数是判测地下水病原微生物污染的重要指标。各种研究证明，在地下水中，病毒的存活期比细菌长，所以，地下水中没有指示细菌（大肠杆菌），并不说明没有病毒。因此应对地下水微生物污染进行全面的调查分析。

一般来说，地下水微生物污染多出现在厕所、化粪池、污水坑、污水渗井、污水管渠渗漏处等附近的局部范围，且包气带及含水层防污性能较差。

二、影响细菌和病毒在土壤中存活的因素

细菌和病毒在土壤中存活期的长短直接与地下水是否被这类病原菌污染有关。主要的影响因素如下：

(1) 温度：低温的冬天存活时间长，高温的夏天存活时间短。据试验，粪便大肠杆菌在土壤中减少90%，冬天需13.4天，夏天只需3.3天。

(2) 土壤含水量：含水量大存活时间长。例如，风干土病毒存活小于12—25天，含水量为10%时存活60—90天。干旱气候下的砂土里，细菌存活仅4—7天，而在含水量较高的粘性土里，存活达42天。

(3) 土壤pH值：pH值高利于细菌存活。实验室培养试验证明，大肠类菌在pH=2.5—4.5的泥炭里存活仅几天，而在pH=5.7—7.8的石灰质土里存活达几星期。pH值

对病毒存活影响不明显。

（4）其它微生物：其它微生物的大量存在，可能促使细菌和病毒加速死亡，这种现象在生物学上称为拮抗作用。许多学者研究证明，它们在消毒土壤里比在不消毒土壤里存活期长，在清水里比在污水里存活期长。

三、细菌和病毒在地下水系统中的迁移

细菌和病毒的迁移能力主要取决于它们的存活期及通过土壤的截留（过滤和吸附）。而这些病原微生物的截留及存活期很大程度上取决于气候、病原微生物种类、土壤性质等。下面概略介绍影响这些病原微生物在地下水系统（含包气带及含水层）中迁移的主要因素。

1. 机械过滤作用

多孔介质对细菌及病毒的迁移是否因过滤而截留，国外学者提出安全系数公式：

$$Y=d_m/F_s d_k \qquad (7\text{-}19)$$

式中：Y——安全系数（无量纲）；d_m——微生物直径；F_s——经验迁移系数，通常取0.6；d_k——孔道等效水力直径，通常$d_k=0.2d_{10}$或$d_k=0.455\sqrt{\mu}\cdot e\cdot d_{17}$，其中$\mu$为不均匀系数（即$\mu=d_{60}/d_{10}$），$e$为孔隙比，$d_{10}$、$d_{17}$、$d_{60}$为占土层10%、17%和60%的粒径。当$Y\geq1.5$时，才可能阻止细菌和病毒的迁移。计算表明，砂及砂砾对细菌及病毒无效；粉土可过滤掉细菌，但对病毒过滤效果不大。

2. pH值和吸附作用

病毒像细胞一样，它们所带的电荷取决于介质的pH值。当pH>7时，土壤中的主要吸附剂（粘土矿物、有机质等）及病毒均带负电，两者产生斥力，几乎不吸附，易于迁移；相反，在pH<7的酸性土壤中易吸附而不易迁移。如水中电导较大，一些二价或一价的阳离子吸附到土壤中去，则可减少土壤对带负电的病毒及细菌的斥力，可增加吸附量。由于污水的电导大于雨水的电导，所以土壤从污水里截留的细菌和病毒的百分数远比后者大；同样，土壤从污水中所吸附的细菌和病毒，当雨水入渗时可能解吸，使它们迁移至更深处，甚至进入地下水。

3. 气候

气候控制着温度和降雨，而降雨及温度是控制细菌及病毒迁移的两个重要因素。当温度低于4℃时它们可存活几个月甚至几年；而在温度为5—30℃的范围里，每升高10℃死亡率加倍。降雨可使已截流在土壤里的细菌和病毒再迁移，所以供水井的病原微生物污染常在雨后。

4. 病毒类型

病毒的吸附与其种类有关。按吸附性质可把病毒分为三类：（1）很少被吸附的病毒，如f_2型噬菌体等；（2）不易被吸附的病毒，如1型、11型人肠道弧儿病毒等；（3）易被吸附的病毒，如甲型肝炎病毒等。细菌类型对吸附影响，目前未见文献报导。

5. 土壤类型及饱水程度

土壤组成差异，其吸附能力也不同。一般来说，病毒的吸附随土壤的粘土含量增加而增加。红土（粘土含量约占32.5%）截留病毒最有效。铁的氧化物，特别是磁铁矿对病毒有很高的亲合力，磁铁矿和赤铁矿砂是最有效的病毒吸附剂。土壤饱水程度也是土

壤截流病毒的重要因素。一般，非饱水时，水以薄膜的形式存在于土壤颗粒周围或沿小孔隙流动，病毒更接近于土壤颗粒表面，从而增加土壤对病毒的吸附。

第六节　地下水盐污染及污染机理

这里所指的地下水盐污染主要是指地下水受总硬度、Cl^-和溶解性总固体的污染。这三个污染参数往往具有明显的相关性。而污染地区往往是城市地区，其污染来源多半是城市的生活废水和城市垃圾。这种污染是地下水污染的一个普遍问题。

一、地下水硬度升高

（一）地下水硬度升高及水化学特征

水的硬度主要由水中Ca^{2+}、Mg^{2+}离子构成。不同自然地理环境和水文地质条件下，地下水的硬度相差较大，但从时间看变化较小。因此，地下水硬度不断升高，一般是由人为污染所引起的，它是地下水盐污染的一个重要特点。目前，地下水硬度升高已成为城市地区一个普遍的地下水污染问题。

以硬度升高为主的地下水污染，有以下主要特征：

1. 污染普遍且污染范围大。在我国的一些大中城市或近郊，特别是北方的一些城市，或一些古老的城镇，往往出现大面积的地下水总硬度升高现象。例如北京市，北京老城区南城天坛一带及城近郊，30年代地下水硬度一般小于267mg/L（以$CaCO_3$计），部分地段硬度高达715—893mg/L，但超标（450mg/L）范围仅17km²。由于污染引起该区地下水硬度逐年升高，每年升高幅度约8.9mg/L。至50年代，硬度>450mg/L的超标面积达60km²。70年代末增至230km²。

2. 随着硬度的升高，往往其它组分也升高，特别是Cl^-、溶解性总固体、SO_4^{2-}升高，有时NO_3^-、Na^+等升高。所以，硬度升高是地下水盐污染的特征参数。例如，据北京城近郊96个水样回归分析结果表明，总硬度与Cl^-、溶解性总固体及SO_4^{2-}明显相关，其相关系数分别为0.92、0.93、0.83。

3. 硬度升高，水化学类型也随之变化。当硬度<450mg/L时，多为HCO_3型水，当硬度为450—715mg/L时，主要为HCO_3-Cl型水，硬度更高时（>715mg/L）主要为Cl-HCO_3型水。

（二）地下水硬度升高的化学机理

地下水硬度主要由Ca^{2+}、Mg^{2+}含量多少来表征，因此硬度升高的机理实际上是Ca^{2+}、Mg^{2+}升高的机理。城市中绝大部分污水的硬度一般均较低或小于饮用水标准，因此，地下水硬度不断升高或超标，地下水中不断增长的钙镁离子主要不是直接来源于污水，而是主要来源于土壤及其下层沉积物的钙镁易溶盐、难溶盐及交换性钙镁离子。就其化学机理而论，促使上述固相中的钙镁向水中转移的化学作用主要有以下三种：

1. 阳离子交换作用

水渗过包气带时，常常产生水中的钾钠与土壤或沉积物中的交换性钙镁产生交换。例

如 Na-Ca、Mg 交换：

$$\begin{matrix}Ca\\Mg\end{matrix}X_2+2Na^+\rightleftharpoons 2NaX+\begin{matrix}Ca^{2+}\\Mg^{2+}\end{matrix} \quad (7\text{-}20)$$

式中：$\begin{matrix}Ca\\Mg\end{matrix}X_2$、NaX——交换性钙（$CaX_2$）或镁($MgX_2$)、交换性钠；$\begin{matrix}Ca^{2+}\\Mg^{2+}\end{matrix}$、$Na^+$——水中钙或镁离子、水中的钠离子。水土间钾钠和钙镁的交换，主要是钠和钙镁的交换，其交换方向和强度与水的钠吸附比（SAR）和土壤的交换性钠比（ESR）有关，其中：

$$SAR=Na^+/\left[(Ca^{2+}+Mg^{2+})/2\right]^{\frac{1}{2}} \quad (7\text{-}21)$$

$$ESR=NaX/(CEC-NaX) \quad (7\text{-}22)$$

式中：Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}——达到交换平衡时水中这些离子浓度（mmol/L）；NaX——达到交换平衡时土壤的交换性钠量(mmol/100g 土)；CEC——土壤的交换容量(mmol/100g 土)。一般，水中的 SAR 值与土壤的 ESR 值成线性相关，水中的 SAR 高，土壤中的 ESR 也高（即 NaX 高）。当下渗水的 SAR 值高于与原土 ESR 值相平衡的 SAR 值时，方程（7-20）向右进行，土壤的交换性钙镁离子释放到下渗水中，水中 Ca^{2+}、Mg^{2+}离子浓度增大，地下水硬度升高，下渗水 SAR 值越大，硬度增值越大。反之，方程向左进行，硬度降低。例如，根据北京南郊土壤进行土柱淋溶交换平衡试验得出的回归方程为：ESR=0.0300+0.0110SAR（$r=0.997$），试验土壤的原始 ESR=0.0467，代入方程求得与之相平衡的溶液的 SAR=1.52。当淋滤水分别用 SAR 为 2.13 和 3.52（均大于 1.52）的污水时，渗出水中增加的钙镁 70%来自阳离子交换，其硬度增值分别为 71mg/L 和 194mg/L；相反，用井水（SAR=0.73，小于 1.52）进行土柱淋滤时，由于阳离子交换而使渗出水硬度降低 5.4mg/L。上述情况说明，如果污水中的 SAR 值较高，而土壤的 ESR 值又较低时，污水入渗通过包气带时，产生阳离子交换的结果，使地下水硬度升高。

2. 钙镁易溶盐的溶解

钙镁易溶盐在土壤中广泛存在，它们的溶解度都较大，例如 $CaCl_2\cdot 6H_2O$（74.5g/100g 水）、$MgCl_2\cdot H_2O$（54.4g/100g 水）、$MgSO_4\cdot 7H_2O$（35.5g/100g 水）等。它们都很易溶于水，随入渗水带到地下水中去。在城市地区，无论是固体垃圾，或者是受污染的表层土壤，都积聚有大量的易溶盐。据北京表层 1 米深土壤的土柱淋滤试验证明，用蒸馏水淋滤土柱后，其渗出水的硬度一般均超过 715mg/L，Cl^-、SO_4^{2-}也比较高。

3. 钙镁难溶盐的溶解

这里主要指难溶钙镁碳酸盐〔$CaCO_3$、$MgCO_3$、$CaMg(CO_3)_2$〕的溶解。在包气带土壤及其下层沉积物里，往往有丰富的钙镁碳酸盐。钙镁碳酸盐的溶解，主要决定于 CO_2 分压。而城市生活污水、垃圾、某些工业污水、土壤等中的有机物分解可产生大量 CO_2。例如，根据对北京市南郊城市垃圾的降解测定，1 千克垃圾可分解出 140 毫克 CO_2。CO_2 溶于水使下渗水的 CO_2 分压增加，促使钙镁碳酸盐产生溶解，从而使水的 Ca^{2+}、Mg^{2+}含量增加。如：

$$CaCO_3+CO_2+H_2O\rightarrow Ca^{2+}+2HCO_3^- \quad (7\text{-}23)$$

结果使地下水硬度增高。根据北京地区的研究，在两种污水淋滤土柱的渗出水的硬度增值中，来自钙镁碳酸盐溶解的钙镁占 14.6—18.7%。

盐效应对钙镁碳酸盐的溶解及其地下水硬度升高也有一定的促进作用。当水中离子

总量增加或存在不同离子的其它盐类（如 NaCl、$CaSO_4$ 等）时，由于离子强度显著增加，致使水中离子对（如 $CaSO_4^0$、$CaHCO_3^+$、$MgSO_4^0$、$MgHCO_3^+$等）增多，因而大大减少水中游离性离子 Ca^{2+}、Mg^{2+}的数量，导致 Ca^{2+}、Mg^{2+}的饱和度降低（约降低 20—35%），从而促进钙镁碳酸盐的溶解，使更多的 Ca^{2+}、Mg^{2+}离子进入水中，引起地下水硬度升高。但如果地下水硬度大于 715mg/L，盐效应对硬度的增长影响较小。

综上所述，地下水硬度升高是间接污染的结果。其化学机理可归纳为：(1) 地下水中不断增长的钙镁离子，主要来自土壤中交换性钙镁离子及钙镁易溶盐，其次是钙镁难溶盐（碳酸盐）；(2) 通过三种途径（大气降水入渗、污水入渗、灌溉回返水）经历三种反应（阳离子交换、钙镁易溶盐溶解及难溶盐溶解），使固相（表层土壤及其下层沉积物）中的钙镁转到地下水中；(3) 通过三种途径经历三种反应后，主要使地下水中 Ca^{2+}、Mg^{2+}增加（即硬度升高），其次是 Cl^-、SO_4^{2-}增加，有时有 NO_3^-增加，再者是 HCO_3^-、Na^-等增加，溶解性总固体增大。

二、地下水开采及其盐污染

在一些地区，由于地下水开采过量，潜水位逐年持续下降，也会引起地下水硬度、Cl^-、SO_4^{2-}、溶解性总固体等升高，使地下水产生盐污染。

该种情况下，尽管没有地表的污染物进入潜水含水层，但潜水位持续下降使环境水文地质条件产生改变：(1) 包气带加厚。结果不仅使入渗途径加长，而且使原来处于含水层的地段变为包气带，使该地段岩土中的一些矿物或岩石产生氧化，从而使岩上中原来不溶解或不易溶解的化合物，可能变为更易溶解的形式。因此，使入渗水的某些组分浓度增加，含盐量增高。(2) 含水层变薄。结果是地下水贮量减少，对污染物的稀释能力也减弱。上述改变的结果是．大大破坏了地下水的天然水盐均衡．产生“相对浓缩效应”，也就是说垂直入渗补给水的含盐浓度增加了，而潜水的稀释能力减弱了，导致了地下水盐污染。该种情况的盐污染多产生于含水层薄，垂直补给量大的潜水含水层；埋深大，隔水层连续的深层承压水很少因开采过量而出现盐污染。

例如，北京西南郊水源四厂，该水源地开采永定河冲、洪积扇的潜水含水层，第四系厚 30 多米，由于大量开采，潜水埋深：1955 年为 1—2m，1982 年为 7—13m，含水层厚度从 30 多 m 减至 20m 左右。该水源地周围无明显地表污染源，但水质却逐年恶化，地下水硬度，1959 年为 307mg/L，1979 年升至 466mg/L，SO_4^{2-}和 Cl^-也分别从 41mg/L 和 42mg/L，增至 143mg/L 和 63mg/L。出现该种情况的原因，主要是开采地下水引起潜水位持续下降，间接产生地下水盐污染所致。

三、盐水入侵

在天然状态下，含水层（内陆地区及滨海地区的含水层）中的淡水和盐水保持着某种平衡状态。但是，由于淡水的大量开采，破坏了这种平衡，引起盐水入侵到淡水含水层里，使淡水水质恶化，这种现象称之为盐水入侵。盐水入侵主要有二种：滨海地区的海水入侵和内陆淡咸水区的盐水上升锥。

（一）海水入侵

海水入侵是指由于滨海地区大量开采地下水，引起地下水位持续下降，水动力条件

改变而引起的海水向大陆含水层入侵推移的现象。

假定淡水、海水处于静平衡状态（图 7-3），在深度为 Z 的界面上，有：

$$\rho_f\ (Z+h)\ =\rho_s Z$$

或
$$Z=\frac{\rho_f}{\rho_s-\rho_f}\cdot h \qquad (7\text{-}24)$$

式中：h、Z——距海岸某一距离处，淡水高出海面的高度和淡、盐水交界面（入侵面）位于海面以下的深度（m）；ρ_f、ρ_s——分别为淡水和海水的密度（t/m^3）。

因为海水密度（ρ_s）平均值为 1.025t/m³，淡水密度（ρ_f）为 1.000t/m³，所以（7-24）式可变为：

$$Z=40h \qquad (7\text{-}25)$$

（7-25）式称为吉本-赫尔兹伯格（Ghyben-Herzberg）公式。该式说明，在距海岸任一距离上，咸淡水交界面在海面以下的深度为该处淡水高出海面的 40 倍。也即，淡水含水层潜水位降低 1m，咸淡水界面将上升（或向内陆推进）40m。实际上，淡-盐水平衡并不是静水压力平衡，且还有溶质弥散问题，所以上述计算式是粗略的近似计算公式，但在实际工作中应用较广。

（二）盐水上升锥

当淡地下水下伏有盐水时，在淡水含水层抽水会引起井下淡-盐水界面的上升，这种界面上升凸起的现象称之为上升锥（图 7-4）。

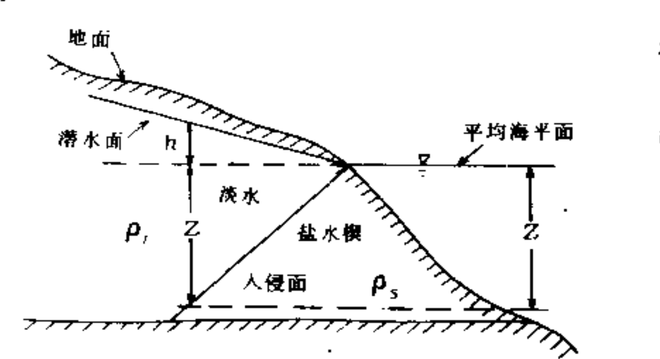


图 7-3　滨海含水层中淡、盐水分界面图

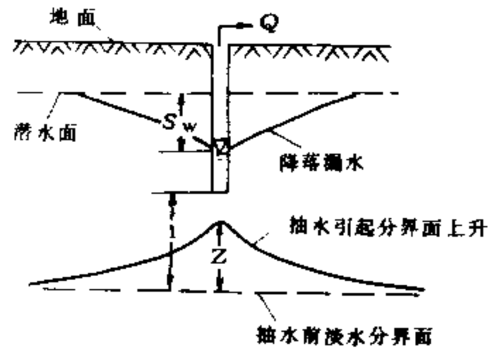


图 7-4　抽水井下形成的盐水上升锥图

如果淡水向井内的流动是稳定的水平径向流，且淡-盐水界面为突变界面，那么上升锥的高度也可按吉本-赫尔兹伯格原理近似计算：

$$Z=\ (\rho_f\cdot S_w)\ /\ (\rho_s-\rho_f) \qquad (7\text{-}26)$$

式中：S_w 为抽水井中水位降，其它符号同前。

对盐水入侵的防治（这里主要指海水入侵），一般可采取限制淡水开采量小于临界开采量（即在不引起盐水入侵发展，又不使淡水水质恶化的前提下，淡水的最大开采量）、人工回灌、抽水槽法、修建地下隔（或挡）水墙等措施。

思　考　题

1. 简述硝化作用与反硝化作用以及地下水系统的氮污染机理。

2. 微量金属、非金属的污染机理是什么？

3. 简述酚、氰的挥发作用及分解作用，并举例说明。

4. COD、BOD、DO 的概念和物理意义是什么？

5. 影响细菌和病毒在地下水系统迁移的因素主要有哪些？

6. 什么是地下水的盐污染？地下水硬度升高的化学机理是什么？

第八章　污染物在地下水中的运移、数学模型及污染预测

第一节　污染物在地下水中的运移

一、水动力弥散及其机理

（一）水动力弥散

首先通过两个实验模型，说明弥散现象。

模型1：室内示踪剂驱替实验。取一圆筒，内装均匀细砂，让其饱水，并在筒中形成一维稳定流动。在其上端从某一时刻（$t=t_0$）开始连续注入浓度为C_0的示踪剂溶液去驱替原来不含示踪剂的原状水，观测圆筒下端出口处示踪剂浓度变化$C(t)$［试验装置如图8-1（a）］。绘制和研究示踪剂相对浓度$\frac{C(t)}{C_0}$与时间t的关系曲线（称驱替曲线或穿透曲线）。实验结果表明，筒中并不存在一个明显的突变的分界面（即分界面之上示踪剂浓度为C_0，之下为零），示踪剂并不是以浓度C_0按平均流速$\bar{u}$呈“活塞”式推进而突然到达出口处（即图8-1（b）中的虚线所示）。实际情况是：示踪剂在出口处出现的时间比按平均流速计算的时间要早，示踪剂在出口处的浓度是一个逐渐增加的过程（以零慢慢地增加到C_0），实测的驱替曲线（穿透曲线）如图8-1（b）中实线所示。这说明，示踪剂在随水运移过程中，流速有大有小，存在差异，示踪剂逐渐稀释散播，占据越来越大的范围，超出按平均流速所预计的占有区域，这种现象就称为弥散。

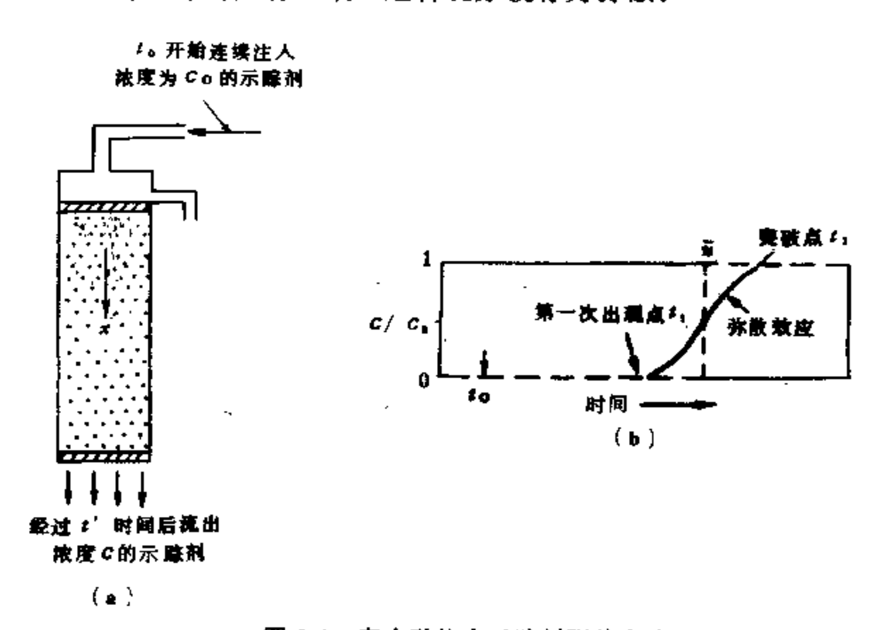


图8-1　室内砂柱中示踪剂驱替实验

（据R·A弗里泽J·A彻里，1979）

模型2：在一口井中瞬时注入某浓度的示踪剂，则在附近观测孔中，可以观察到示踪

剂不仅随地下水流一起运移，而且逐渐扩散开来，超出了仅按平均实际流速预计到达的范围，不同时刻示踪剂的浓度分布不存在陡峻的突变界面，示踪剂不仅沿水流方向纵向扩散，还有垂直于水流方向的横向扩展（图 8-2），这种现象即为弥散。前者称为纵向弥散，后者称为横向弥散。

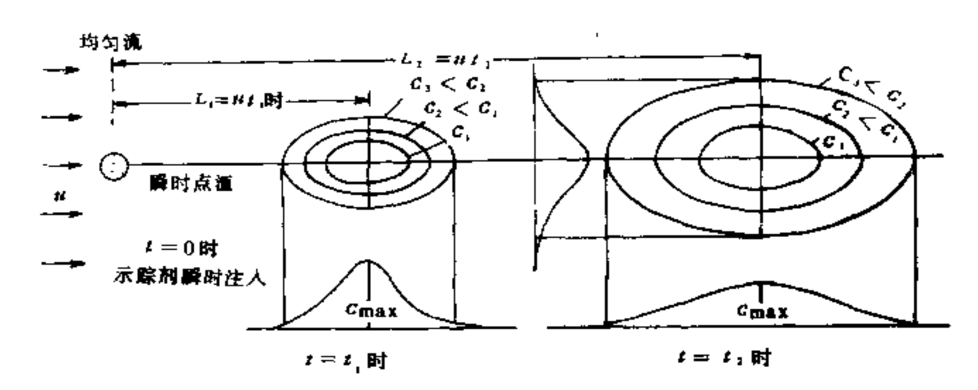


图 8-2　示踪剂的纵向、横向扩展

（据 J·Bear，1979）

上述两个试验模型说明，地下水在多孔介质中渗流过程中，溶质（包括污染质）逐渐稀释扩散，占据流动区域中越来越大的部分，其分布范围超过平均流速所预计的占有区域，这种现象就称为多孔介质中的水动力弥散，简称弥散。这是一个非稳定不可逆过程。在多孔介质中，两种不同成分的可以混溶的液体之间，由于弥散，存在一个不断加宽，浓度由高至低的过渡混合带，称弥散带。形成弥散现象的作用，称为弥散作用。由弥散作用引起的地下水中溶质（包括污染质）的运移，称为弥散运移。

污染物在含水层中迁移时，一般都要发生弥散作用。

（二）弥散机理

水动力弥散的机理主要是分子扩散和机械弥散。

1. 分子扩散

分子扩散是由于液体中所含溶质的浓度不均一，在浓度梯度（浓度差）的作用下，引起的溶质从高浓度向低浓度的扩散，以求浓度趋于均匀一致的现象。如在一杯清水中滴入一滴蓝墨水，墨水滴会不断扩展，最后整杯水都被染为淡蓝色。分子扩散是分子布朗运动的一种表现。不仅在液体静止时有分子扩散，在液体运动状态下也有分子扩散。既有沿运动方向的纵向扩散，也有垂直运动方向的横向扩散（图 8-3）。

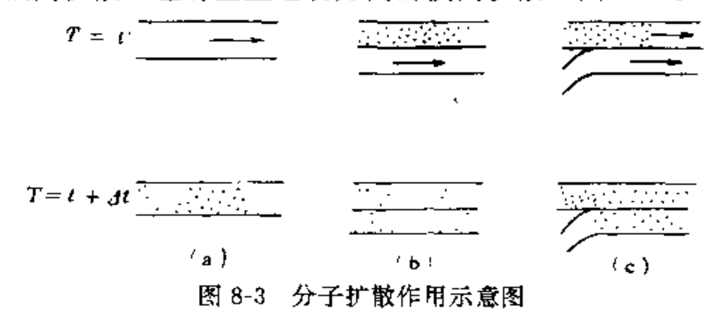


图 8-3　分子扩散作用示意图

(a) 纵向分子扩散效应；(b) 横向分子扩散效应；(c) 纵、横同时存在的分子扩散效应

当温度、压力一定时，静止的流体中由浓度梯度引起的纯分子扩散，可用斐克（Fick）线性定律描述：

$$\Phi_m = -D_m \cdot \mathrm{grad}C \tag{8-1}$$

式中：Φ_m——扩散通量，即单位时间内通过与流动方向垂直的截面上单位面积的溶质的质量，量纲为 $[ML^{-2}T^{-1}]$；C——溶质的浓度，量纲为 $[ML^{-3}]$；$\mathrm{grad}C$——溶质在溶液中的浓度梯度，量纲为 $[ML^{-4}]$；D_m——分子扩散系数，表征该溶质在静止介质中扩散迁移的能力，其值相当于 $\mathrm{grad}C=1$ 时的扩散数量，它是各向同性的，量纲为 $[L^2T^{-1}]$。式中右边的负号，说明溶质向浓度减少的方向扩散。

分子扩散在地层中进行得很缓慢，特别在粘性土层中或浓度梯度很小的情况下更慢，迁移的距离是有限的。因此，如果研究和预测近期（100—200 年）的溶质（污染物）运移时，分子扩散所起的作用较小，可以忽略。但当研究的过程延续时间以地质历史时期或百万年来量度时，或在没有渗流的条件下研究很短距离的迁移时，或在研究放射性废物的污染问题时，分子扩散会起很大作用，必须应予考虑。

2．机械弥散

水在多孔介质中运动时，由于溶质质点的速度矢量的大小和方向不同而引起的溶质相对于平均流速的离散称为机械弥散。换句话说，机械弥散是由于实际流速和平均流速的差异而引起的溶质扩散，是速度矢量非均一性的表现。在静止的水中没有机械弥散。通常机械弥散可分为微观机械弥散和宏观机械弥散。

（1）微观机械弥散

从微观上看，机械弥散的机制可有以下三种情况：①由于流体粘滞性的存在，在多孔介质单个孔隙通道中靠近孔隙壁处的流速趋于零，而通道中心处流速最大，孔隙通道中的流速分布呈抛物线〔图 8-4（a）〕；②孔径、空隙体积大小不同的通道，其最大流速、平均流速各不相同，从而使溶质运移距离发生差异〔图 8-4（b）〕；③由于空隙本身的弯曲，水在多孔介质中运动时，受到固体颗粒的阻挡而发生绕行，造成溶质质点相对于平均流动方向产生起伏和偏离，从而使流速和迁移距离不同〔图 8-4（c）〕。实际上以上三种情况是同时发生的，综合起来形成微观机械弥散的机制。同样，微观机械弥散也存在纵、横向弥散。微观机械弥散主要发生在均质岩石中。

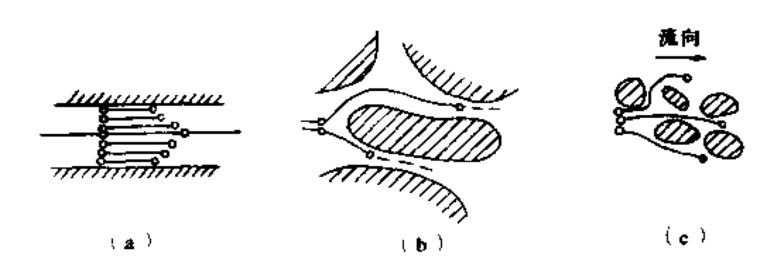


图 8-4　机械弥散的几种情况

流动质点：○——在 t 时刻；•——在 $t+dt$ 时刻

（据 J・J・弗里德，1975）

（2）宏观机械弥散

在非均质含水层中，由于各部分渗透速度不同，而引起溶质运移距离差异的弥散现

象称为宏观机械弥散。宏观机械弥散的机制原则上与微观机械弥散一样，仍然是以流速不均为主要原因，只不过所研究的单元更大而已。如在透水性不同的层状含水层中，污染水便沿透水性好的岩层运移延伸较远，呈舌状侵入。在裂隙或溶隙宽度不等的裂隙含水层或岩溶含水层中，污水在宽大裂隙或溶隙中运移较快，可以达到很远的距离。反之，在窄小裂隙或溶隙中，污水迁移得慢。这样，由于流速不均就形成了宏观机械弥散。

机械弥散也可用斐克（Fick）定律来描述：

$$\Phi_n = -D_n \cdot \mathrm{grad}C \tag{8-2}$$

式中：Φ_n——机械弥散通量，即由于机械弥散造成的溶质在单位时间内通过单位面积的弥散量，量纲为〔$ML^{-2}T^{-1}$〕；C——渗流场中溶质的浓度，量纲为〔ML^{-3}〕；grad$C$——浓度梯度，量纲为〔ML^{-4}〕；D_n——机械弥散系数，量纲为〔L^2T^{-1}〕。负号表示溶质向低浓度方向弥散。

事实上，水在多孔介质中运动时，分子扩散和机械弥散常是同时出现，是不可分的，以上的划分，是为了便于研究。

概括地讲，水动力弥散是由于多孔介质的渗流场中速度分布的不均一性和溶质浓度分布的不均一性而造成的溶质相对于平均流速扩散运移的现象。是一种非稳定不可逆溶质稀释分散过程。水动力弥散由机械弥散和分子扩散组成。水动力弥散通量可用下式表示：

$$P = \Phi_n + \Phi_m = -(D_n + D_m)\,\mathrm{grad}C = -D \cdot \mathrm{grad}C \tag{8-3}$$

式中：P——水动力弥散通量，即单位时间通过单位面积的溶质质量，量纲为〔$ML^{-2}T^{-1}$〕；D——水动力弥散系数，$D=D_n+D_m$，量纲为 [L^2T^{-1}]，其它符号意义同前。

一般，D 是各向异性的。通常把沿水流方向的弥散系数称为纵向弥散系数（D_L），垂直水流方向的弥散系数称为横向弥散系数（D_L），二者都与实际平均流速（u）成正比，关系式一般为：

$$D_L = \alpha_L \cdot u, \quad D_T = \alpha_T \cdot u \tag{8-4}$$

式中：α_L——纵向弥散度，即纵向弥散系数与平均流速间的比例系数，量纲为 [L]，α_T——横向弥散度，即横向弥散系数与平均流速间的比例系数，量纲为 [L]。

二、对流（平流）

溶质以地下水平均实际流速（亦称为平均流速）随水流一起运移传播的现象称为对流（或平流）。在这里地下水起载体的作用。对流是引起溶质（污染物）运移的主要方式。在运动的地下水中，溶质（污染物）可以随水流一起迁移到很远的距离。但在静止的地下水中没有对流。

溶质（污染物）对流运移的数量与渗流场中溶质浓度和地下水的平均流速有关，可用下式表示：

$$I = C \cdot u \tag{8-5}$$

式中：I——由对流作用造成的溶质在单位时间内通过单位面积的质量，量纲为 [$ML^{-2}T^{-1}$]；C——溶质在地下水中的浓度，量纲为 [ML^{-3}]；u——地下水的平均实际流速，量纲为 [LT^{-1}]。

实际上，对流和弥散总是联系在一起的，是不可分割的，只是为了研究起来方便，我

们才把它们区分开来。溶质（污染物）在地下水系统中的运移主要是这两种作用的结果（图 8-5）。

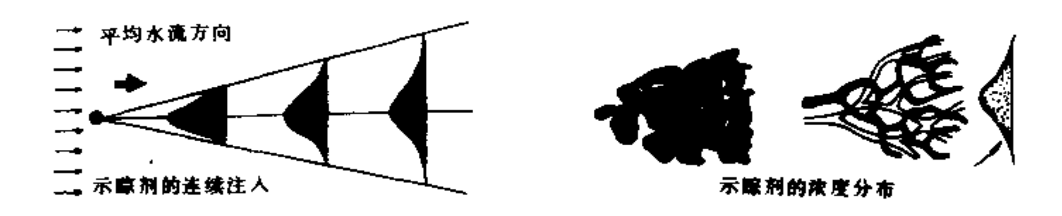


图 8-5 在粒状多孔介质中由弥散、对流引起的污染物稀释作用图解
（据 J·A·柴里等人）

溶质（污染物）在含水层中运移时，还受吸附作用（物理吸附、化学吸附、生物吸收）、液体的密度和粘度等的影响。例如，当污水密度与纯水不同时，在水平岩层的分界面处，由于重力的作用，会使铅直的分界面逐渐发生倾斜，密度大的重的液体在斜面下方，较轻的则“浮”在斜面之上，当两者密度差别较大时，重的液体在斜面之下，沿层底可以形成较长的舌状侵入，如咸水的侵入便是这种情况。另外，密度对溶质（污染物）的运移速度也有一定影响 。

第二节 溶质在地下水中运移的数学模型

一、溶质在地下水中运移的基本微分方程

溶质在地下水中的浓度 $C\ (x,\ y,\ z,\ t)$ 是空间和时间的函数。考虑到溶质在运移过程中的弥散作用和对流作用，根据质量守恒原理，采用空间平均的方法我们就可以导出描述溶质运移的基本微分方程。下面说明其具体推导过程。

在所研究的渗流场中任取一中心坐标为 $(x,\ y,\ z)$，边长分别为 $\Delta x, \Delta y, \Delta z$ 的微元体（微六面体）（图 8-6），Δt 时间内微元体中溶质质量的变化是由以下三方面引起的：

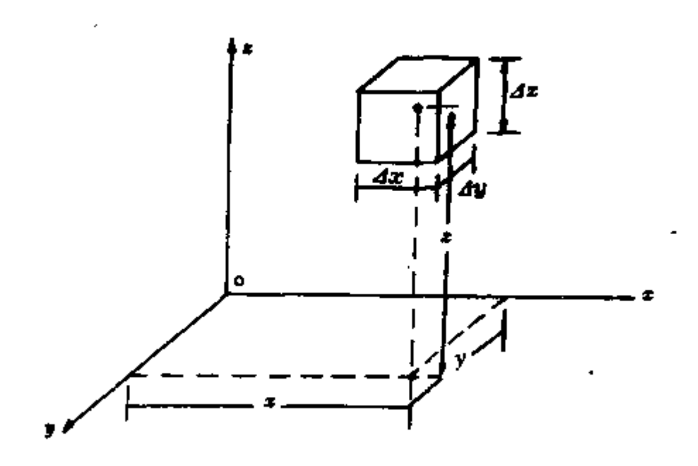


图 8-6 直角坐标系的微元体

（1）水动力弥散作用

在 x 方向上由于弥散而引起微元体内溶质质量的变化为 $x-\frac{\Delta x}{2}$ 断面流进与 $x+\frac{\Delta x}{2}$ 断面流出的溶质质量之差 M'_x，即：

$$M'_x=(P_{x-\frac{\Delta x}{2}}-P_{x+\frac{\Delta x}{2}})\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t=\left[P_{x-\frac{\Delta x}{2}}-\left(P_{x-\frac{\Delta x}{2}}+\frac{\partial P}{\partial x}\Delta x\right)\right]\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t=-\frac{\partial P_x}{\partial x}\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

其中 n 为孔隙度。同理，在 y、z 方向上有：

$$M'_y=-\frac{\partial P_y}{\partial y}\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

$$M'_z=-\frac{\partial P_z}{\partial z}\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

在 Δt 时间内由于弥散，整个微元体中溶质质量的改变量为：

$$M'=-\left(\frac{\partial P_x}{\partial x}+\frac{\partial P_y}{\partial y}+\frac{\partial P_z}{\partial z}\right)\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t \tag{8-6}$$

(2) 对流作用

设地下水实际平均流速为 u。在 x 方向上溶质随平均水流一起的整体运移（对流运移）引起的微元体内溶质质量的变化 M''_x 为：

$$M''_x=\left[Cu_{x-\frac{\Delta x}{2}}-Cu_{x+\frac{\Delta x}{2}}\right]\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t=\left[Cu_{x-\frac{\Delta x}{2}}-\left(Cu_{x-\frac{\Delta x}{2}}+\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}\Delta x\right)\right]$$

$$\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t=-\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

同理有

$$M''_y=-\frac{\partial(Cu_y)}{\partial y}\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

$$M''_z=-\frac{\partial(Cu_z)}{\partial z}\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t$$

所以，对流作用所引起的微元体中溶质质量的变化 M'' 为：

$$M''=-\left[\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}+\frac{\partial(Cu_y)}{\partial y}+\frac{\partial(Cu_z)}{\partial z}\right]\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t \tag{8-7}$$

(3) 源汇作用

源汇作用主要指由于溶解、解吸、注水等造成的固相物质或溶质转入地下水（称源，为正值）和沉淀、吸附、抽水、越流等造成的溶质转为固相或减少（称汇，为负值）的作用。假设由于源汇作用，单位时间单位体积地下水中溶质质量的变化量为 W_c，那么 Δt 时间内微元体中由此引起的溶质质量变化量 M''' 为：

$$M'''=W_c\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t \tag{8-8}$$

上述三种作用必然使微元体内溶质的浓度发生变化。假设微元体内中心点 (x,y,z) 附近 t 时刻溶质浓度的变化率为 $\frac{\partial C}{\partial t}$，则在 Δt 时段内，微元体中溶质质量的变化量 M 为：

$$M=\frac{\partial C}{\partial t}\cdot\Delta x\cdot\Delta y\cdot\Delta z\cdot n\cdot\Delta t \tag{8-9}$$

根据质量守恒原理应有：

$$M=M'+M''+M''' \tag{8-10}$$

将以上各式代入(8-10)中，得：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=-\left(\frac{\partial P_x}{\partial x}+\frac{\partial P_y}{\partial y}+\frac{\partial P_z}{\partial z}\right)-\left(\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}+\frac{\partial(Cu_y)}{\partial y}+\frac{\partial(Cu_z)}{\partial z}\right)+W_c \tag{8-11}$$

假定弥散主方向与坐标轴一致，把 $P=-D\cdot\text{grad}C$ 写成分量形式，即：

$$P_x=-D_x\frac{\partial C}{\partial x},\ P_y=-D_y\frac{\partial C}{\partial y},\ P_z=-D_z\frac{\partial C}{\partial z} \tag{8-12}$$

将 (8-12) 代入 (8-11) 中，得：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(D_z\frac{\partial C}{\partial z}\right)-\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}-\frac{\partial(Cu_y)}{\partial y}-\frac{\partial(Cu_z)}{\partial z}+W_c \tag{8-13}$$

式(8-13)就是溶质在地下水中运移的基本微分方程。它是一个二阶非线性抛物线型偏微分方程。方程右端前三项表示由于弥散所造成的溶质运移，称为弥散项，四、五、六项表示由于对流所造成的溶质运移，称对流项，最后一项（W_c）为源汇项（源为正值，汇为负值）。如果不存在或忽略源汇项，(8-13）式变为：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(D_z\frac{\partial C}{\partial z}\right)-\frac{\partial(Cu_x)}{\partial x}-\frac{\partial(Cu_y)}{\partial y}-\frac{\partial(Cu_z)}{\partial z} \tag{8-14}$$

方程（8-14）亦称为对流-弥散方程（或水动力弥散方程）。

二、定解条件

溶质在地下水中运移的微分方程具有多解性，要想得到某种条件下某个时段内研究区域上地下水中溶质运移微分方程的特解，必须辅加一定的约束条件，即定解条件。定解条件由初始条件和边界条件组成。定解条件和微分方程结合起来即为具体条件下溶质运移的数学模型。

（一）初始条件

初始条件是指初始时刻($t=0$)或初始状态下区域Ω上的浓度分布。一般用下列形式表达：

$$C(x,y,z,t)\big|_{t=0}=C_0(x,y,z) \tag{8-15}$$

其中C_0是已知函数。

（二）边界条件

边界条件是指未知函数在研究区边界上的变化规律。与地下水流问题类似，溶质运移微分方程的边界条件也可分为三种类型：

第一类边界条件：边界上的溶质浓度已知，即：

$$C(x,y,z,t)\big|_{\Gamma_1}=f_1(x,y,z,t)\qquad [0<t<T,(x,y,z)\in\Gamma_1] \tag{8-16}$$

式中Γ_1为研究区的边界，$f_1(x,y,z,t)$是已知函数。

第二类边界条件：为给定弥散通量的边界条件，即：

$$-D\frac{\partial C}{\partial n}\Big|_{\Gamma_2}=f_2(x,y,z,t)\qquad [0<t<T,(x,y,z)\in\Gamma_2] \tag{8-17}$$

式中Γ_2为研究区的边界，$f_2(x,y,z,t)$是已知函数，n为边界Γ_2的外法线方向。

第三类边界条件：为溶质通量已知的边界，即：

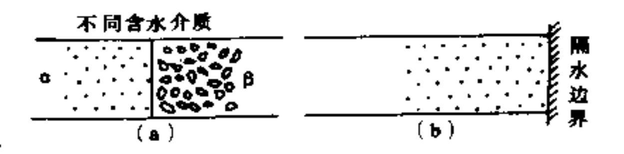
$$\left(Cu-D\frac{\partial C}{\partial n}\right)\Big|_{\Gamma_3}=f_3(x,y,z,t)\qquad [0<t<T,(x,y,z)\in\Gamma_3] \tag{8-18}$$

式中Γ_3为研究区的边界或某一部分，u是实际渗流速度，$f_3(x,y,z,t)$是已知函数，n为边界Γ_3的外法线方向。

为了便于理解，下面兹以一维弥散问题的几种常见边界为例加以具体说明。

(1) 多孔介质α的边界外为另一多孔介质β（图8-7，a），因为穿过边界的溶质通量应保持连续，所以有：

$$\left(Cu-D_L\frac{\partial C}{\partial x}\right)\Big|_\alpha=\left(Cu-D_L\frac{\partial C}{\partial x}\right)\Big|_\beta \quad (8\text{-}19)$$



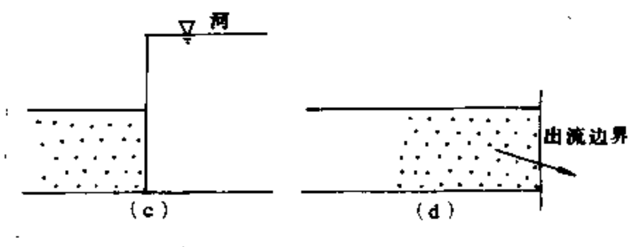


图 8-7　一维弥散问题的几种边界条件
（据孙讷正，1989）

(2) 多孔介质的边界外为不透水岩层，即边界为隔水边界（图 8-7，b），此时通过边界的流量与溶质通量均为零。由于边界上有 $Cu-D_L\frac{\partial C}{\partial x}=0$，及 $u=0$，故得边界条件：

$$\frac{\partial C}{\partial x}\Big|_{\Gamma_2}=0 \quad (8\text{-}20)$$

(3) 多孔介质的边界外为固定的河水（图 8-7，c），假设河水的浓度为 C_r，由于通量的连续性，在边界上应成立：

$$\left(Cu-D_L\frac{\partial C}{\partial x}\right)-\left(C_r u-\frac{D_m}{n}\frac{\partial C}{\partial x}\right)\Big|_r=0 \quad (8\text{-}21)$$

若忽视分子扩散，则有：

$$\left(C-C_r-\alpha_L\frac{\partial C}{\partial x}\right)\Big|_r=0 \quad (8\text{-}22)$$

经过足够长的时间后，会出现 $C|_r=C_r$，于是由上式可知，边界条件近似为：$\frac{\partial C}{\partial x}\Big|_r=0$

(4) 多孔介质的边界外为空气，即出流边界（图 8-7、d）。由于此时边界两侧 的溶质浓度相等，故边界条件仍为：$\frac{\partial C}{\partial x}\Big|_r=0$

另外，对于无穷远处无污染源的情况下，当 $x\to\infty$ 时应有 $C|_{x\to\infty}=C_0$ 或 $C|_{x\to\infty}=0$。

第三节　地下水水质污染的预测

地下水水质污染的预测就是对地下水中的污染组分浓度随空间或时间的变化进行计算、预测。以便掌握水质污染的时空变化规律和发展趋势，及时有效地采取防控措施，或起到警告性预测和目标导向作用。

水质污染预测的内容主要有四个方面：(1) 预测地下水质浓度的时空变化规律；(2) 污染地下水边界的推进预测；(3) 水源地水质预测；(4) 预测防治地下水污染措施的效果。

水质预测的方法有多种，我们主要介绍经常用的计算预测方法。

一、解析法

解析法就是根据对流-弥散方程的解析解进行计算预测。由于水动力弥散问题的复杂性，到目前为止，只有简单的理想条件下才能求得它的解析解。下面主要讲述几个常见定解问题的解及应用。

（一）一维弥散方程的解析解

1. 稳定源半无限域含水层

图 8-8 所示的是一侧为河的均质各向同性、等厚的半无限承压含水层。河流被污染，污染物浓度为 C_0。河流中的污水连续地补给承压含水层致使地下水受污染。假定河水污染地下水以前，地下水中污染物的原始浓度为零，污水与含水层之间不发生吸附等其它化学作用，河中的污水与地下水的密度及粘度相同。该种情况属一维均匀稳定流，其数学模型（以隔水底板为 x 轴，河流为原点）为：

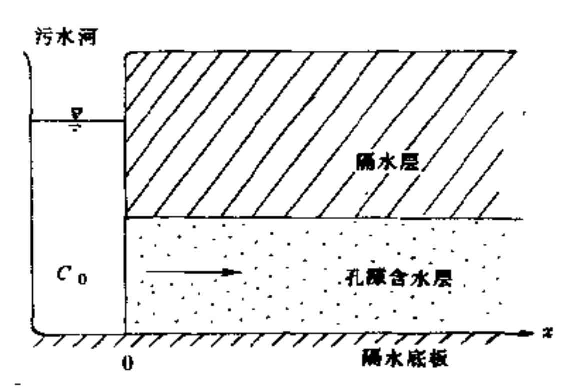


图 8-8　稳定污染源、半无限承压含水层

$$
\begin{cases}
\dfrac{\partial C}{\partial t}=D_L\dfrac{\partial^2 C}{\partial x^2}-u\dfrac{\partial C}{\partial x} & (8\text{-}23)\\
C(x,0)=0 \qquad 0\leqslant x<\infty & (8\text{-}24)\\
C(0,t)=C_0 \qquad t\geqslant 0 & (8\text{-}25)\\
C(\infty,t)=0 \qquad t\geqslant 0 & (8\text{-}26)
\end{cases}
$$

该定解问题的解为：

$$C(x,t)=\frac{C_0}{2}\left\{\operatorname{erfc}\left[\frac{x-u\cdot t}{2\sqrt{D_L\cdot t}}\right]+\exp\left(\frac{u\cdot x}{D_L}\right)\operatorname{erfc}\left[\frac{x+u\cdot t}{2\sqrt{D_L\cdot t}}\right]\right\} \tag{8-27}$$

式中：$C(x,t)$ —— 任意距离（x）、任意时刻（t）地下水中溶质的浓度，量纲为 $[ML^{-3}]$；C_0——边界处（$x=0$）溶质浓度，量纲为 $[ML^{-3}]$；u——地下水实际平均流速，量纲为 $[LT^{-1}]$；D_L——纵向弥散系数，量纲为 $[L^2T^{-1}]$；erfc (y) ——余误差函数，定义式为：$\operatorname{erfc}(y)=\frac{2}{\sqrt{\pi}}\int_y^{\infty}e^{-t^2}dt$，与误差函数（或称概率积分）$\operatorname{erf}(y)=\frac{2}{\sqrt{\pi}}\int_y^{\infty}e^{-t^2}dt$ 的关系为：$\operatorname{erfc}(y)=1-\operatorname{erf}(y)$，余误差函数的值见表8-1。

当 $\frac{u\cdot x}{D_L}>10$ 或 $\frac{D_L}{u\cdot x}\leqslant 0.005$ 或 x 较大时，上式右端第二项比第一项要小得多，可忽略不计（误差≤4%），公式简化为：

$$\bar{C}(x,t)=\frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[\frac{x-u\cdot t}{2\sqrt{D_L\cdot t}}\right] \tag{8-28}$$

式中：$\bar{C}$——相对浓度，$\bar{C}=C/C_0$。(8-28)式也适用于同样条件下稳定源一维无限含水层。

具有某一相对浓度 $\bar{C}$ 的点的坐标可由下式表示：

$$x=u\cdot t+2\sqrt{D\cdot t}\ [\operatorname{arcerf}(1-2\bar{C})] \tag{8-29}$$

而具有某一浓度 $\bar{C}$ 的点的运动速度是：

$$\frac{dx}{dt}=u+\sqrt{\frac{D}{t}}\ [\operatorname{arcerf}(1-2\bar{C})] \tag{8-30}$$

由（8-30）式可见，当 $\bar{C}=0.5$ 时，后一项为零，则 $\frac{dx}{dt}=u$，即浓度为 $\bar{C}=0.5$ 的点

以常速运动，它相当于“活塞式”锋面的推进。相对浓度$\bar{C}$从1到0就是弥散过渡带。在一般松散岩层中，弥散带的长度通常不是很大，一般不超过10米。

表8-1　余误差函数 erfc（y）表

y	erfc（y）	y	erfc（y）	y	erfc（y）	y	erfc（y）	y	erfc（y）
0.00	1.000	0.24	0.734	0.48	0.497	0.72	0.309	0.97	0.170
0.01	0.989	0.25	0.724	0.49	0.488	0.73	0.302	0.98	0.166
0.02	0.977	0.26	0.713	0.50	0.480	0.74	0.295	0.99	0.161
0.03	0.966	0.27	0.703	0.51	0.471	0.75	0.289	1.00	0.155
0.04	0.955	0.28	0.692	0.52	0.462	0.76	0.282	1.05	0.138
0.05	0.944	0.29	0.682	0.53	0.453	0.77	0.276	1.10	0.120
0.06	0.933	0.30	0.671	0.54	0.445	0.78	0.270	1.15	0.104
0.07	0.921	0.31	0.661	0.55	0.437	0.79	0.264	1.20	0.090
0.08	0.910	0.32	0.651	0.56	0.428	0.80	0.258	1.25	0.077
0.09	0.899	0.33	0.641	0.57	0.420	0.81	0.252	1.30	0.066
0.10	0.888	0.34	0.631	0.58	0.412	0.82	0.246	1.35	0.056
0.11	0.876	0.35	0.621	0.59	0.404	0.83	0.240	1.40	0.048
0.12	0.865	0.36	0.611	0.60	0.396	0.84	0.235	1.45	0.040
0.13	0.854	0.37	0.601	0.61	0.388	0.85	0.299	1.50	0.034
0.14	0.843	0.38	0.591	0.62	0.381	0.86	0.224	1.60	0.024
0.15	0.832	0.39	0.581	0.63	0.378	0.87	0.219	1.70	0.016
0.16	0.829	0.40	0.572	0.64	0.365	0.88	0.213	1.80	0.011
0.17	0.819	0.41	0.562	0.65	0.358	0.89	0.208	1.90	0.007
0.18	0.799	0.42	0.552	0.66	0.351	0.90	0.203	2.00	0.0047
0.19	0.789	0.43	0.543	0.67	0.343	0.91	0.198	2.10	0.0030
0.20	0.777	0.44	0.534	0.68	0.336	0.92	0.193	2.20	0.0019
0.21	0.766	0.45	0.525	0.69	0.329	0.93	0.188	2.30	0.0011
0.22	0.756	0.46	0.515	0.70	0.322	0.94	0.184	2.40	0.0007
0.23	0.745	0.47	0.506	0.71	0.315	0.95	0.179	2.50	0.0004
						0.96	0.175	∞	0

注：erfc（$-y$）$=2-$erfc（y）

实例：某地含水层为浅层、均质、各向同性，含水层厚10米，孔隙度为0．2，孔隙水平均流速为1m/d，一个较长的废水明渠垂直于流向切割了该含水层（图8-9），渠中污染溶质的浓度（C_0）为0．5kg/m³（即500ppm）。假定纵向弥散系数（D_L）为10m²/d，按（8-28）式，可计算得出1年、2年的C/C_0随距离变化的关系曲线（图8-10），或根据要求作其它有关计算。

2．瞬时源半无限域含水层

假定污染的河水（浓度为C_0）不是源源不断地侵入含水层，而是在0到t_0短时间内以脉冲的方式瞬时侵入含水层（以后时间是清水），其余条件与上面讨论的相同。该种情况

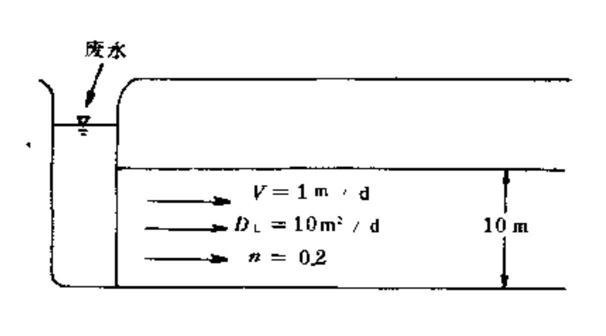


图8-9　沿水流方向的含水层垂直剖面示意图

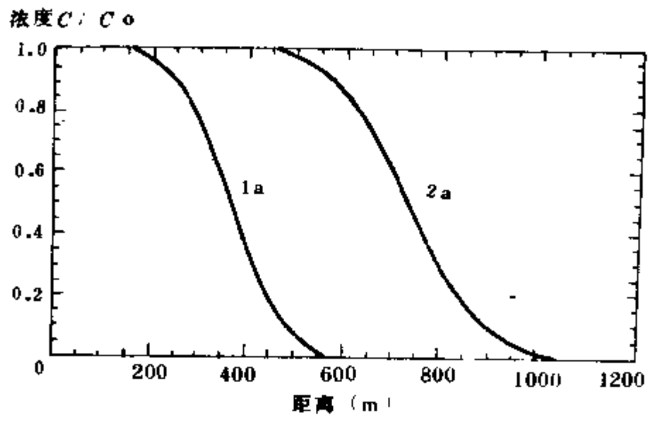


图8-10　相对浓度 C/C_0 与离源距离的关系曲线（时间经过1年或2年）

下的数学模型为：

$$\begin{cases} \dfrac{\partial C}{\partial t}=D_L\dfrac{\partial^2 C}{\partial x^2}-u\dfrac{\partial C}{\partial x} & & (8-31)\\ C(x,0)=0 & 0<x<\infty & (8-32)\\ C(0,t)=\begin{cases}C_0 \\ 0\end{cases} & \begin{matrix}0<t<t_0\\ t\leqslant t<\infty\end{matrix} & (8-33)\\ C(\infty,t)=0 & t\geqslant 0 & (8-34)\end{cases}$$

其解析解为：

$$\bar{C}(x,t)=0.5\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{x-u\cdot t}{2\sqrt{D_L\cdot t}}\right)-\operatorname{erfc}\left(\frac{x-u(t-t_b)}{2\sqrt{D_L\cdot(t-t_b)}}\right)\right] \quad (8-35)$$

式中的 t_b 是污水脉冲侵入（输入）的时间，其余符号意义同前。这种情况下整个污染“脉冲体”就象一个弥散带，它的长度随时间的增长而增长。而溶质的最大浓度 $\bar{C}_{max}$ 则随时间的增长而不断减小（如图8-11所示）。

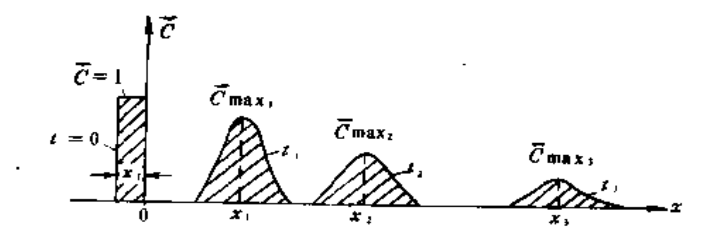


图8-11　脉冲式进入时溶质浓度的变化

x_b——脉冲体的长度；x_1、x_2、x_3——岩层中在时间 t_1，t_2，t_3 时刻最大浓度点的坐标

3. 径向放射流

在均质各向同性、水平等厚、无限展布的承压含水层中，当从完整井孔（井径为 r_0）中投入固定浓度的物质（C_0=常数）或固定流量的物质（$q\cdot C_0$=常数，q 为溶液的流量）

时，如果地下水的天然水力坡度为零（即无天然流速），则形成以井孔为中心的径向散开放射流。在野外试验时常为这种物理模型。

这种情况基本上仍属单向（一维）弥散，但与前述一维弥散的主要区别在于其流速沿程是变数，即随着离源的距离增大而减小。液体的平均实际液速 u 与源的流量 q 及距离 r 的关系是：

$$u=\frac{q}{2\pi rmn}=\frac{A}{r}$$

式中：$A=\frac{q}{2\pi mn}$，m 为含水层厚度，n 是有效孔隙度。

在连续注入固定浓度的物质或示踪剂（C_0＝常数）的情况下，其数学模型（在柱坐标系中）为：

$$\begin{cases}\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\alpha_L\cdot A}{r}\frac{\partial^2 C}{\partial r_2}-\frac{A}{r}\frac{\partial C}{\partial r} & (8\text{-}36)\\ C\ (r,\ 0)\ =0, \quad r\geqslant r_0 & (8\text{-}37)\\ C\ (r_0,\ t)\ =C_0, \quad t>0 & (8\text{-}38)\\ C\ (\infty,\ t)\ =0, \quad t>0 & (8\text{-}39)\end{cases}$$

Φ·M·鲍切维尔求得这个定解问题的近似解为：

$$C=C_0\ [1-F_1\ (\nu,\ F_0)] \qquad (8\text{-}40)$$

式中：$\nu=\frac{q}{4\pi mDn}$，$F_0=\frac{D\cdot t}{nr^2}$，$F_1=\frac{q}{\Gamma\ (\nu)}\int_0^{\frac{1}{4F_0}}e^{-z}\cdot z^{\nu-1}dz$，$\Gamma$ 为伽马函数，D 为平均弥散系数，其它符号意义同前。

函数 F_1取决于 $\lambda=\frac{1}{4F_0}$，ν、$\beta=\frac{\nu}{\lambda}$，可由专门的表或图解法（图8-12，图8-13）求得。

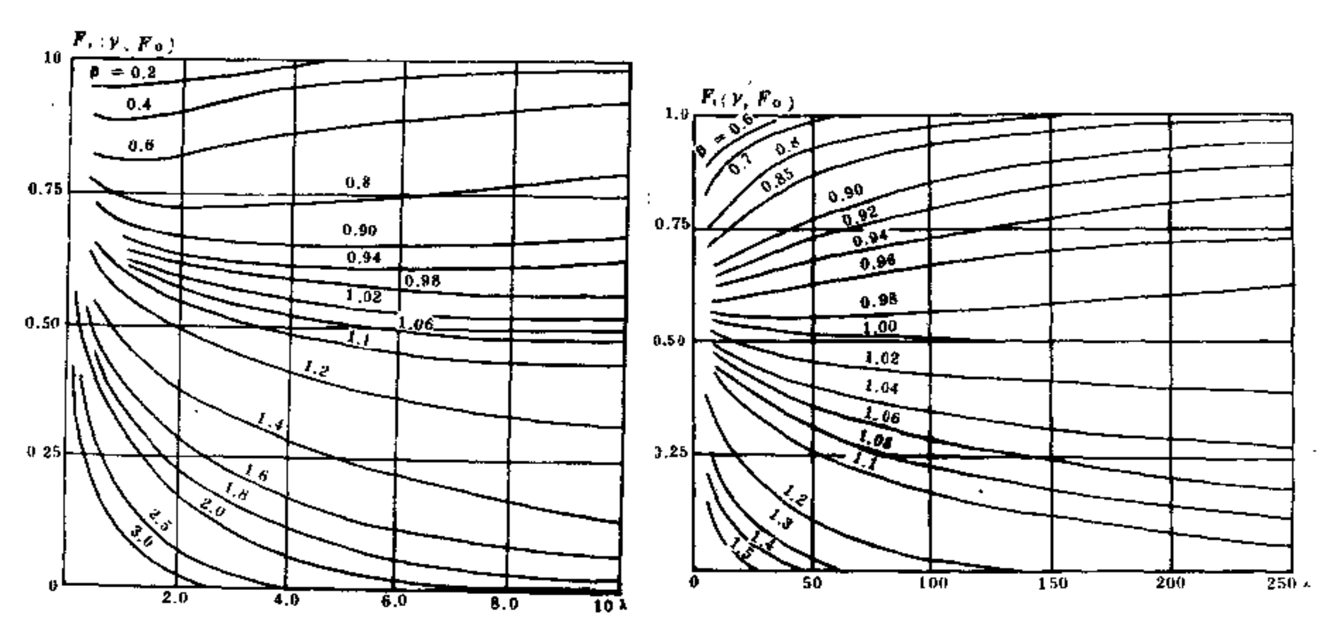


图 8-12 函数 F_1（γ，F_0）图解，当 λ＝0—10时

图8-13 函数 F_1（γ，F_0）图解，当 λ＝0—250时

（二）二维弥散问题的解析解

在水平、等厚、无限展布、单层均质含水层中，地下水呈单向流动，实际平均流速为 u，并取 x 轴与流速方向一致（$u_x=u$，$u_y=u_z=0$）。污染源为点源（或称局部源），其浓度为 C_0，以流量 Q 进入。地下水中含污染物的初始浓度为零。这实质上是单向流（一维）流场中的二维弥散，污染物不仅有沿流向的纵向弥散，还有垂直流向的横向弥散。该条件下的数学模型为：

$$
\begin{cases}
\dfrac{\partial C}{\partial t}=D_L\dfrac{\partial^2 C}{\partial x^2}+D_T\dfrac{\partial^2 y}{\partial y}-u\dfrac{\partial C}{\partial x}+QC_0\delta\ (x,\ y) & & (8\text{-}41)\\
C\ (x,\ y)\ =0 & x,\ y\neq 0 & (8\text{-}42)\\
C\ (\pm\infty,\ y,\ t)\ =0, & t\geqslant 0 & (8\text{-}43)\\
C\ (x,\ \pm\infty,\ t)\ =0, & t\geqslant 0 & (8\text{-}44)
\end{cases}
$$

式中：$\delta\ (x,\ y)$ 为单位函数 $\delta\ (x,\ y)\ |_{x=y=0}=1$，$\delta\ (x,\ y)\ |_{x=y\neq 0}=0$，$D_L$，$D_T$ 分别为纵向和横向弥散系数，并有 $D_L=\alpha_L\cdot u$，$D_T=\alpha_T\cdot u$，α_L，α_T 分别为纵向和横向弥散度，量纲为［L］。J·J 弗里德（J·J·Fried）给出的这个定解问题的解为：

$$
C\ (x,\ y,\ t)\ =\frac{C_0\cdot Q}{4\pi u\cdot\sqrt{\alpha_L\cdot\alpha_T}}\exp\ \left(\frac{x}{2\alpha_L}\right)\ [W\ (0,\ b)\ -W\ (t,\ b)] \qquad (8\text{-}45)
$$

式中：$W\ (u,\ b)$ 为汉图什（Hantush）函数：

$$
W\ (u,\ b)\ =\int_u^{\infty}\exp\ (-y-b^2/4y)\ \frac{1}{y}dy
$$

$$
u=t,\ b^2=\ \left(\frac{x^2}{4\alpha_L^2}+\frac{y^2}{4\alpha_L\alpha_T}\right)
$$

该函数在地下水动力学中称越流井函数，有专门函数表可查，也可绘制成标准曲线图解（图8-14）。从图中可以得到公式（8-45）中大部分简单问题必须的值。

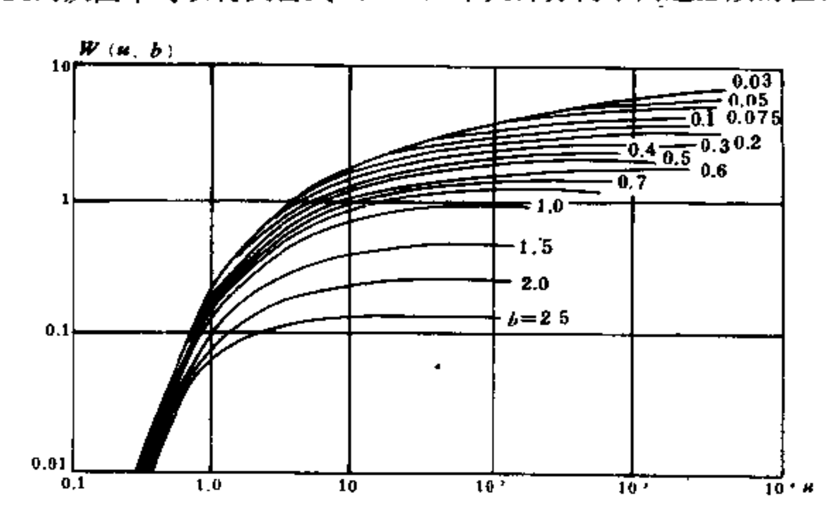


图 8-14 W（u，b）的典型曲线［沃尔顿（Walton），1962］

$$
u=t \qquad b^2=\ \left(\frac{x^2}{4\alpha_L^2}+\frac{y^2}{4\alpha_L\alpha_T}\right)
$$

二、数值法

数值法也称数值模拟法，是通过对研究区的剖分把描述溶质运移的定解问题用不同

方法离散化，求得有限点（结点）上不同时段的数值解的方法。数值法的解算过程一般由电子计算机完成。用数值方法求得的解是一种精度很高的近似解。一般，数值法主要用于解决复杂条件下地下水质污染的计算、预测问题。目前，在地下水水质计算中应用的数值法主要是有限差分法和有限单元法，其原理和方法与地下水流计算数值法基本相同。这里仅对常见水质模型的数值计算方法作一概略介绍。

（一）有限差分法

有限差分法是在对研究区域剖分（一般为矩形网格）的基础上，把导数（或微分）近似用差商（差分）代替，使之离散化，把水质的定解问题化为差分方程（代数方程组）的求解方法。

1. 一维弥散问题的有限差分

对一维对流-弥散方程：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}-u\frac{\partial C}{\partial x}\qquad (0\leqslant x<L,\ 0\leqslant t\leqslant T)\qquad (8\text{-}46)$$

通常对空间区域 [0, L] 和时间区域 [0, T] 都做等距剖分（图8-15），网格的交点称为结点。设空间格距为 Δx，时间步长为 Δt，把第 i 个网格点 x_i 处在时刻 t_n 的浓度记为 $C_{i,n}$。则通常有以下二种差分格式（解法）：

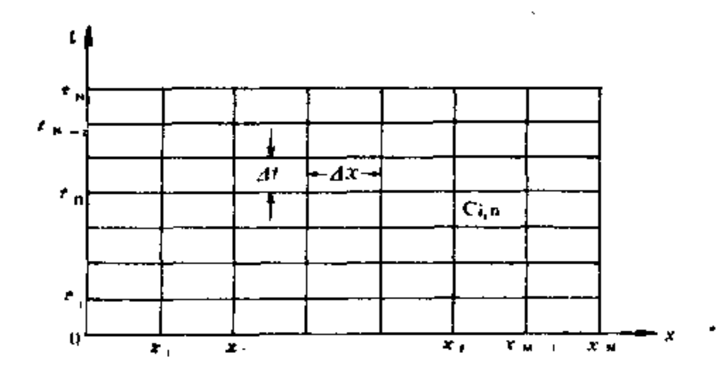


图8-15 一维弥散问题研究区域剖分图

（1）显式差分法

显式差分就是对（8-46）式右端的一阶和二阶导数取 t^{n+1}时间水平上的差分。则（8-46）式的显示差分方程为：

$$\frac{C_i^{n+1}-C_i^n}{\Delta t}=D\frac{C_{i+1}^n-2C_i^n+C_{i-1}^n}{(\Delta x)^2}-u\frac{C_{i+1}^n-C_{i-1}^n}{2\Delta x}\qquad (8\text{-}47)$$

或：

$$C_i^{n+1}=\left[\frac{D\cdot\Delta t}{(\Delta t)^2}+\frac{u\cdot\Delta t}{2\Delta x}\right]C_{i-1}^n+\left[1-\frac{2D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}\right]C_i^n+\left[\frac{D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}-\frac{u\cdot\Delta t}{2\Delta x}\right]C_{i+1}^n\qquad (8\text{-}47')$$

该差分方程在 $\Delta x<\frac{2D}{u}$，$\Delta t<\frac{(\Delta x)^2}{2D}$，或 $\lambda=\frac{D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}\leqslant\frac{1}{2}$时，是收敛且稳定的。只要知道了 t_n 时刻诸网格点上的浓度，便可利用此式直接计算 t_{n+1}时刻诸网格点上的浓度值。

示例：有以下一维弥散的定解问题：

$$
\begin{cases}
\dfrac{\partial C}{\partial t}=D\dfrac{\partial^2 C}{\partial x^2} \\
C\ (x,\ 0)\ =0 & 0\leqslant x<L \\
C\ (0,\ t)\ =10 & 0<t<T_c \\
C\ (L,\ t)\ =10 & 0<t\leqslant T_c
\end{cases}
$$

对其微分方程取显式差分，并令 $\lambda=\dfrac{D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}$，则有：

$$
C_i^{n+1}=C_i^n+\lambda\ (C_{i-1}^n-2C_i^n+C_{i+1}^n)
$$

如取 $D=1$，$\Delta x=0.2$，$\Delta t=0.01$，则 $\lambda=\dfrac{1}{4}<\dfrac{1}{2}$，各结点不同时间水平的浓度计算值见表8-2。

表8-2　示例中有限差分计算的浓度值

时间标号 (t_n)	空间标号 (x_i)					
	0	1	2	3	4	5
0	0	0	0	0	0	0
1	10	0	0	0	0	10
2	10	2.5	0	0	2.5	10
3	10	3.75	0.625	0.625	3.75	10
4	10	4.53	1.41	1.41	4.53	10
5	10	5.12	2.19	2.19	5.12	10
6	10	5.61	2.92	2.92	5.61	10
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮

（2）隐式差分法

隐式差分就是对（8-46）式右端的一阶和二阶导数取 t^{n+1}时间水平上的差分。即（8-16）式的隐式差分方程为：

$$
\frac{C_i^{n+1}-C_i^n}{\Delta t}=D\frac{C_{i+1}^{n+1}-2C_i^{n+1}+C_{i-1}^{n+1}}{(\Delta x)^2}-u\frac{C_{i+1}^{n+1}-C_{i-1}^{n+1}}{2\Delta x} \tag{8-48}
$$

稍加整理得：

$$
-\left[\frac{D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}+\frac{u\cdot\Delta t}{2\Delta x}\right]C_{i-1}^{n+1}+\left[1+\frac{2D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}\right]C_i^{n+1}-\left[\frac{D\cdot\Delta t}{(\Delta x)^2}-\frac{u\cdot\Delta t}{2\Delta x}\right]C_{i+1}^{n+1}=C_i^n \tag{8-48'}
$$

该差分方程包含了 t_{n+1}时刻三个结点上的未知浓度 C_{i-1}^{n+1}，C_i^{n+1}，C_{i+1}^{n+1}，不能直接解出，因此称为隐式差分方程。隐式差分是无条件收敛和稳定的。对所有内部结点都列出方程（8-48′），再利用初始条件和边界条件即可得到一个三对角线方程组，利用追赶法或高斯（Gauss）消元法，便得到 t_{n+1}时刻各网格点（结点）的浓度值。

2．二维溶质弥散问题的有限差分

对于一维流场中的二维弥散方程：

$$
\frac{\partial C}{\partial t}=D_L\frac{\partial^2 C}{\partial x}+D_T\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}-u\frac{\partial C}{\partial x}
$$

一般也是将渗流区剖分成矩形网格（图8-16），而后建立差分方程（模型）。二维差分方程的解法有显式差分法、隐式差分法和交替方向隐式差分法（ADI法），其中前二者的解算方法与一维弥散问题类似，不再赘述，下面主要介绍后者。

交替方向隐式差分法（ADI法）的基本做法是，在t和$t+\Delta t$之间设一个过渡时刻$t+\frac{\Delta t}{2}$，分两步计算：

第一步，在$t \sim t+\frac{\Delta t}{2}$时段内，对$x$方向取隐式差分，$y$方向取显式差分，即：

$$\frac{C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}-C_{i,j}^{n}}{\frac{\Delta t}{2}}=D_L\frac{C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-2C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{(\Delta x)^2}-u\frac{C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{2\Delta x}+D_T\frac{C_{i,j+1}^{n}-2C_{i,j}^{n}+C_{i,j-1}^{n}}{(\Delta y)^2} \tag{8-49}$$

此方程中只包含三个未知浓度$C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}$，$C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}$，$C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}$，其余的均为$t_n$时刻的已知浓度，将已知项移到方程的右端，未知项移到方程的左端，并加以整理得：

$$-\left(\frac{D_L}{\Delta x^2}+\frac{u}{2\Delta x}\right)C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}+\left(\frac{2D_L}{\Delta x^2}+\frac{2}{\Delta t}\right)C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}-\left(\frac{D_L}{\Delta x^2}-\frac{u}{2\Delta x}\right)C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}=\frac{1}{\Delta t}C_{i,j}^{n}+\frac{D_T}{\Delta y^2}\left(C_{i,j-1}^{n}-2C_{i,j}^{n}+C_{i,j-1}^{n}\right) \tag{8-49'}$$

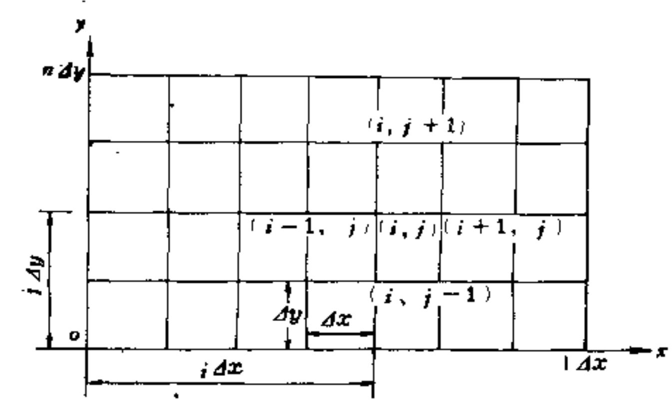


图8-16 x，y平面上的差分网络

对每个固定的j，由(8-49′)式都可得到一个三对角线方程组（即方程组左端三对角线上有非零元素，其余元素均为零），写成矩阵形式为：

$$\begin{bmatrix} b_{1,j} & d_{1,j} & & & & \\ a_{2,j} & b_{2,j} & d_{2,j} & & & \\ & a_{3,j} & b_{3,j} & d_{3,j} & & \\ & & \ddots & \ddots & \ddots & \\ & & & a_{i,j} & b_{i,j} & d_{i,j} \\ & & & \ddots & \ddots & \ddots \\ & & & & a_{n,j} & b_{n,j} \end{bmatrix}\begin{bmatrix} C_{1,j}^{n+\frac{1}{2}} \\ C_{2,j}^{n+\frac{1}{2}} \\ C_{3,j}^{n+\frac{1}{2}} \\ \vdots \\ C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} \\ \vdots \\ C_{n,j}^{n+\frac{1}{2}} \end{bmatrix}=\begin{bmatrix} e_{1,j} \\ e_{2,j} \\ e_{3,j} \\ \vdots \\ e_{i,j} \\ \vdots \\ e_{n,j} \end{bmatrix} \tag{8-50}$$

其中：

$$a_{i,j}=-\left(\frac{D_L}{\Delta x^2}-\frac{u}{2\Delta x}\right),\quad b_{i,j}=\frac{2D_L}{\Delta x^2}+\frac{2}{\Delta t}$$

$$d_{i,j}=-\left(\frac{D_L}{\Delta x^2}-\frac{u}{2\Delta x}\right);\quad e_{i,j}=\frac{2}{\Delta t}C_{i,j}^{n}+\frac{D_T}{\Delta y^2}\left(C_{i,j-1}^{n}-2C_{i,j}^{n}+C_{i,j+1}^{n}\right)$$

用高斯消元法或追赶法在一定的初、边值条件下求解三对角线方程组，便可一行一行地求出所有网络点时段中刻的过度解$C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}$。

第二步，把上一步求得的过渡解作为已知浓度，在 $t+\frac{\Delta t}{2}\sim t+\Delta t$ 时段内（即 $n+\frac{1}{2}\sim n+1$ 时段内），对 y 方向取隐式，x 方向取显式，则相应的差分方程为：

$$\frac{C_{i,j}^{n+1}-C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\frac{\Delta t}{2}}=D_L\frac{C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-2C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{(\Delta x)^2}-u\frac{C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{2\Delta x}+D_T\frac{C_{i,j+1}^{n+1}+2C_{i,j}^{n+1}+C_{i,j-1}^{n+1}}{(\Delta y)^2}$$

(8-51)

同样，此方程中只包含 t_{n+1} 时刻的三个未知浓度 $C_{i,j-1}^{n+1}$，$C_{i,j}^{n+1}$，$C_{i,j+1}^{n+1}$，其余的是上一步求出的过度解，把已知项移到方程右端，未知项移到方程左端，整理得：

$$-\frac{D_y}{\Delta y^2}C_{i,j-1}^{n+1}+\left(\frac{2D_T}{\Delta y^2}+\frac{2}{\Delta t}\right)C_{i,j}^{n+1}-\frac{D_T}{\Delta y^2}C_{i,j+1}^{n+1}$$

$$=\frac{2}{\Delta t}C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+\frac{D_L}{\Delta x^2}\left(C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-2C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}\right)-\frac{u}{2\Delta x}\left(C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}\right) \quad (8\text{-}51')$$

对每一个固定的 i，由（8-51'）式都可得到一个三对角线方程组：

$$\begin{bmatrix} B_{i,1} & D_{i,1} & & & & & \\ A_{i,2} & B_{i,2} & D_{i,2} & & & & \\ & A_{i,3} & B_{i,3} & D_{i,3} & & & \\ & & \ddots & \ddots & \ddots & & \\ & & & A_{i,j} & B_{i,j} & D_{i,j} & \\ & & & & \ddots & \ddots & \ddots \\ & & & & & A_{i,n} & B_{i,n} \end{bmatrix}\begin{bmatrix} C_{i,1}^{n+1} \\ C_{i,2}^{n+1} \\ C_{i,3}^{n+1} \\ \vdots \\ C_{i,j}^{n+1} \\ \vdots \\ C_{i,n}^{n+1} \end{bmatrix}\begin{bmatrix} E_{i,1} \\ E_{i,2} \\ E_{i,3} \\ \vdots \\ E_{i,j} \\ \vdots \\ E_{i,n} \end{bmatrix} \quad (8\text{-}52)$$

其中：$A_{i,j}=-\frac{D_y}{\Delta y^2}$，$B_{i,j}=\frac{2D_T}{\Delta y^2}+\frac{2}{\Delta t}$；$D_{i,j}=-\frac{D_T}{\Delta y^2}$

$$E_{i,j}=\frac{2}{\Delta t}C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+\frac{D_L}{\Delta x^2}\left(C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-2C_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}+C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}\right)-\frac{u}{2\Delta x}\left(C_{i+1,j}^{n+\frac{1}{2}}-C_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}\right)$$

用高斯消去法或追赶法，在一定的初、边值条件下求解该三对角线方程组，就可一列一列地求出 t_{n+1} 时刻各网格点上的浓度 $C_{i,j}^{n+1}$。

这样纵横交替地使用隐式差分计算，直到全部时间水平的各结点浓度都算出为止。这一算法已被证明是收敛的和无条件稳定的，且计算时间短，计算速度快，占内存少，故应用广泛。求解过程的细节与解地下水流问题相同，有现成的专门程序可用。

（二）有限单元法

有限单元法是把渗流区剖分为有限个单元，以分块（片）近似为基础，用插值函数表示单元内的浓度分布，把连续求解的偏微分方程离散成各结点方程集合而成的线性代数方程组，求解后便得到渗流区各结点的数值解（近似解）。根据离散偏微分方程的原理不同，有限单元法可分为里茨（Ritz）变分有限单元法，迦辽金（Galerkin）有限单元法和均衡有限单元法等。在相同的条件下，它们最后得到的线性方程组都是一样的。目前，解水动力弥散方程通用的是迦辽金有限单元法。

用有限单元法解水质模型的优点是单元剖分灵活，对边界条件的处理比较容易，精度较高，能解决各种复杂条件下的实际问题。

由于溶质运移的偏微分方程（水动力弥散方程）中出现地下水流速，而流速又与水

力坡度或水位有关，因此要实际解决地下水的水质计算问题，在 ρ（密度）、μ（粘度）皆为常数的二维渗流场中，通常需要解下列全面描述弥散问题的一套联立方程组（亦称弥散系统，或弥散体系）：

（1）水动力弥散方程（对流-弥散方程）：

$$\frac{\partial C}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)-\frac{\partial (Cu_x)}{\partial x}-\frac{\partial (Cu_y)}{\partial y}+W_c \tag{8-53}$$

（2）渗流方程（或称连续性方程，水流方程）：

$$u\frac{\partial h}{\partial t}=\frac{\partial}{\partial x}\left(T_x\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(T_y\frac{\partial h}{\partial y}\right)+\varepsilon \tag{8-54}$$

（3）运动方程（达西方程）：

$$u_x=-\frac{k_x}{n}\frac{\partial h}{\partial x},\ u_y=-\frac{k_y}{n}\frac{\partial h}{\partial y} \tag{8-55}$$

方程中：C——溶质浓度；D_x、D_y——分别为 x、y 方向的弥散系数；u_x、u_y——地下水在 x、y 方向的实际平均流速；W_c——源汇项；h——地下水位；μ——给水度；T_x、T_y——分别为 x、y 方向的导水系数；ε——垂向补给或消耗强度；k_x、k_y——x、y 方向的渗透系数；n——孔隙度。

在一定的初始条件和边界条件下，上述方程组的求解可分为两个独立的问题，首先由渗流方程求得水位分布 h，并通过运动方程求出流速分量 u_x、u_y，然后把流速分量代入水动力弥散方程（对流-弥散方程），求解出浓度 C。水动力弥散方程和渗流方程都属于抛物型偏微分方程，用有限单元法求解这两个问题的方法过程是相同的。下面着重阐述水质模型的有限单元法计算。

1．剖分插值

把所研究的渗流区剖分成有限个三角形单元（图8-17），单元的顶点称结点（或节点）。设任意单元 e 的三个顶点（结点）为 i、j、k，其坐标为 $(x_i,\ y_i)$、$(x_j,\ y_j)$、$(x_k,\ y_k)$，水位为 h_i、h_j、h_k，浓度为 C_i、C_j、C_k，三角形单元的面积（Δ）为：

$$\Delta=\frac{1}{2}\begin{vmatrix}1 & x_i & y_i\\ 1 & x_j & y_j\\ 1 & x_k & y_k\end{vmatrix} \tag{8-56}$$

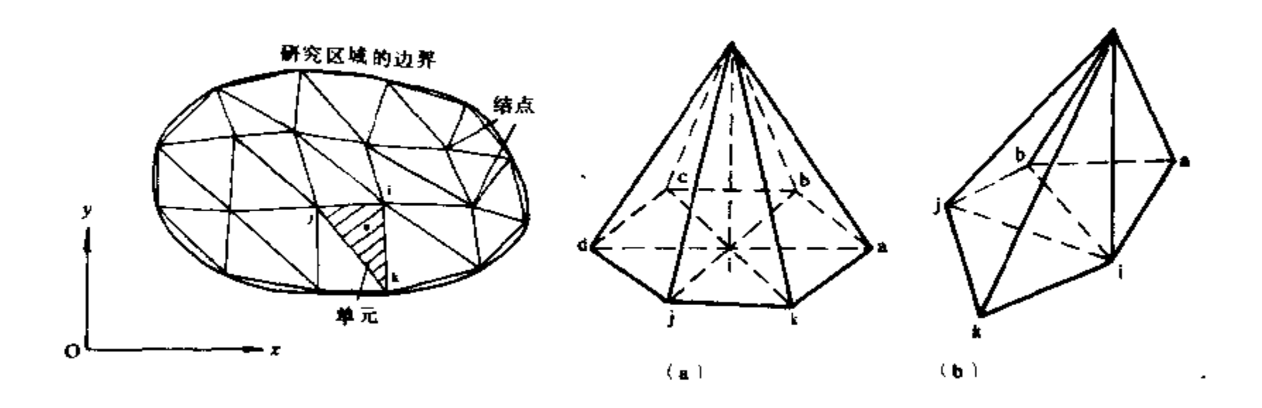
设：

$$\begin{aligned}&a_i=x_jy_k-x_ky_j,\ a_j=x_ky_i-x_iy_k,\ a_k=x_iy_j-x_jy_i\\&b_i=y_j-y_k,\ b_j=y_k-y_i,\ b_k=y_i-y_j\\&c_i=x_k-x_j,\ c_j=x_i-x_k,\ c_k=x_j-x_i\end{aligned} \tag{8-57}$$

为了用迦辽金有限单元法把偏微分方程离散化为有限个代数方程，引入基函数（或称权函数）$\varphi(x,\ y)$。$\varphi(x,\ y)$ 为取值由1到0的线性变化函数（其图象见图8-18），即：

$$\varphi_i(x_j,\ y_j)=\begin{cases}1 & j=i\\ 0 & j\neq i\end{cases} \tag{8-58}$$

由于：



(a) i 为内结点　　(b) i 为边界点

图 8-17　三角形单元剖分示意图

图8-18　结点位于研究区域内部（内结点）和边界上（边界结点）时，基函数的图象

$$\begin{bmatrix} 1 & x_i & y_i \\ 1 & x_j & y_j \\ 1 & x_k & y_k \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \frac{a_i}{2\Delta} & \frac{a_j}{2\Delta} & \frac{a_k}{2\Delta} \\ \frac{b_i}{2\Delta} & \frac{b_j}{2\Delta} & \frac{b_k}{2\Delta} \\ \frac{c_i}{2\Delta} & \frac{c_j}{2\Delta} & \frac{c_k}{2\Delta} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \tag{8-59}$$

上式第一个矩阵称坐标矩阵，第二个矩阵为坐标矩阵的逆矩阵。

所以据（8-59）三角形单元 e 上 i、j、k 三结点对应的基函数可表示为：

$$\left.\begin{aligned} \varphi_i &= \frac{1}{2\Delta}\ (a_i + b_i x + c_i y) \\ \varphi_j &= \frac{1}{2\Delta}\ (a_j + b_j x + c_j y) \\ \varphi_k &= \frac{1}{2\Delta}\ (a_k + b_k x + c_k y) \end{aligned}\right\} \tag{8-60}$$

用线性插值函数 $\tilde{C}$ (x, y, t) 近似代替单元内待求的溶质浓度 C (x, y, t)，用线性插值函数 $\tilde{h}$ (x, y, t) 近似表示单元内水头 h (x, y, t)。例如，对溶质浓度有：

$$C\ (x, y, t) \approx \tilde{C}\ (x, y, t) = \alpha_1 + \alpha_2 x + \alpha_3 y \tag{8-61}$$

对单元结点上式亦成立，以矩阵形式表示则为：

$$\begin{bmatrix} 1 & x_i & y_i \\ 1 & x_j & y_j \\ 1 & x_k & y_k \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \alpha_1 \\ \alpha_2 \\ \alpha_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \tilde{C}_i \\ \tilde{C}_j \\ \tilde{C}_k \end{bmatrix} \approx \begin{bmatrix} C_i \\ C_j \\ C_k \end{bmatrix} \tag{8-62}$$

上式两边乘以坐标矩阵的逆矩阵，据（8-59）式有：

$$
\begin{bmatrix}\alpha_1\\ \alpha_2\\ \alpha_3\end{bmatrix}=\begin{bmatrix}\frac{a_i}{2\Delta} & \frac{a_j}{2\Delta} & \frac{a_k}{2\Delta}\\ \frac{b_i}{2\Delta} & \frac{b_j}{2\Delta} & \frac{b_k}{2\Delta}\\ \frac{c_i}{2\Delta} & \frac{c_j}{2\Delta} & \frac{c_k}{2\Delta}\end{bmatrix}\begin{bmatrix}C_i\\ C_j\\ C_k\end{bmatrix} \tag{8-63}
$$

因此，在单元 e 上据（8-61）式和（8-63）式有：

$$
C\ (x,\ y,\ t)\approx\tilde{C}\ (x,\ y,\ t)=[1,\ x,\ y]\begin{bmatrix}\alpha_1\\ \alpha_2\\ \alpha_3\end{bmatrix}=[1,\ x,\ y]\begin{bmatrix}\frac{a_i}{2\Delta} & \frac{a_j}{2\Delta} & \frac{a_k}{2\Delta}\\ \frac{b_i}{2\Delta} & \frac{b_j}{2\Delta} & \frac{b_k}{2\Delta}\\ \frac{c_i}{2\Delta} & \frac{c_j}{2\Delta} & \frac{c_k}{2\Delta}\end{bmatrix}\begin{bmatrix}C_i\\ C_j\\ C_k\end{bmatrix}
$$

$$
=\frac{1}{2\Delta}\ [a_i+b_ix+c_iy,\ a_j+b_jx+c_jy,\ a_k+b_kx+c_ky]\begin{bmatrix}C_i\\ C_j\\ C_k\end{bmatrix}=\varphi_iC_i+\varphi_jC_j+\varphi_kC_k \tag{8-64}
$$

同理：$h\ (x,\ y,\ t)\approx\tilde{h}\ (x,\ y,\ t)=\varphi_ih_i+\varphi_jh_j+\varphi_kh_k$ (8-65)

2. 由渗流方程和运动方程求流速分量

根据水流有限单元法（详见水流数值法有关书籍），可把微分方程离散成各单元的水位线性方程组，用矩阵表示为：

$$
[A']\ \{h\}\ =\ \{F\} \tag{8-66}
$$

式中：$[A']$ ——n 阶系数对称矩阵；$\{h\}$ ——水位列向量；$\{F\}$ ——已知项列向量。解此线性方程组，便可求出各结点的水位 h。

根据各结点水位，由运动方程便可求得每个单元内地下水流速分量 u_x、u_y。即据（8-55）、（8-65）、（8-60）式有：

$$
u_x=-\frac{k_x}{n}\frac{\partial h}{\partial x}=-\frac{k_x}{n\cdot 2\Delta}\ (b_ih_i+b_jh_j+b_kh_k) \tag{8-67}
$$

$$
u_y=-\frac{k_y}{n}\frac{\partial h}{\partial y}=-\frac{k_y}{n\cdot 2\Delta}\ (c_ih_i+c_jh_j+c_kh_k) \tag{8-68}
$$

把求得的流速分量 u_x、u_y 作为解算水质有限单元方程的输入值。

3. 建立水质有限单元方程

为了确定任一结点的浓度 C_i（$i=1,\ 2,\ 3\cdots\cdots n$），需建立结点方程。为此，在（8-53）式两边乘以基函数 φ_i，并在多边形 D_i 域（共有结点 i 的所有单元组成的集合）上积分，有：

$$
\iint_{D_i}\left[\frac{\partial}{\partial x}\ \left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\ \left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)-\left(u_x\frac{\partial C}{\partial x}+u_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)+W_c\right]\varphi_i dxdy=\iint_{D_i}\frac{\partial C}{\partial t}\varphi_i dxdy \tag{8-69}
$$

上式可改写成：

$$
\iint_{D_i}\left[\frac{\partial}{\partial x}\ \left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\varphi_i\right)+\frac{\partial}{\partial y}\ \left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\varphi_i\right)\right]dxdy-\iint_{D_i}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\frac{\partial \varphi_i}{\partial x}+D_y\frac{\partial C}{\partial y}\frac{\partial \varphi_i}{\partial y}\right)dxdy
$$

$$-\iint_{D_i}\left(u_x\frac{\partial C}{\partial x}+u_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)\varphi_i dxdy+\iint_{D_i}W_c\varphi_i dxdy=\iint_{D_i}\frac{\partial C}{\partial t}\varphi_i dxdy \tag{8-70}$$

对（8-70）式的第一项应用格林（Green）公式，则有：

$$\iint_{D_i}\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\varphi_i\right)+\frac{\partial}{\varphi y}\left(D_y\frac{\partial C}{\partial y}\varphi_i\right)\right]dxdy$$

$$=\oint_l \varphi_i\left[D_x\frac{\partial C}{\partial x}\cos(n,x)+D_y\frac{\partial C}{\partial y}\cos(n,y)\right]ds$$

$$=\oint_l \varphi_i D\frac{\partial C}{\partial n}ds=\begin{cases}0 & \text{(因为 } \varphi_i \text{ 在 } D_i \text{ 周界上为零)，} i \text{ 为内结点}\\ -\frac{1}{2}q_c l_{r}\text{①}, & i \text{ 为边界点}\end{cases}$$

式中：l——多边形 D_i 的周界；n——D_i 域周界的外法线方向；q_c——研究区边界上单宽溶质通量；l_r——结点 i 所在边界长度。

所以（8-70）式变为：

$$\iint_{D_i}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\frac{\partial\varphi_i}{\partial x}+D_y\frac{\partial C}{\partial y}\frac{\partial\varphi_i}{\partial y}\right)dxdy+\iint_{D_i}\left(u_x\frac{\partial C}{\partial x}+u_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)\varphi_i dxdy-\iint_{D_i}W_c\varphi_i dxdy$$

$$+\iint_{D_i}\frac{\partial C}{\partial t}\varphi_i dxdy=\begin{cases}0 & i \text{ 为内结点}\\ -\frac{1}{2}q_c l_\Gamma & i \text{ 为边界点}\end{cases} \tag{8-71}$$

由于 C 和 φ_i 在不同的三角形单元上有不同的表达式，所以上式积分必须按三角形单元逐个计算（设 D_i 域内共有 p' 个三角形单元），然后求和，即方程（8-71）进一步离散为：

$$\sum_{\substack{\sigma=1\\ e_\sigma\in D_i}}^{p'}\left[\iint_{e_\sigma}\left(D_x\frac{\partial C}{\partial x}\frac{\partial\varphi_i}{\partial x}+D_y\frac{\partial C}{\partial y}\frac{\partial\varphi_i}{\partial y}\right)dxdy+\iint_{e_\sigma}\left(u_x\frac{\partial C}{\partial x}+u_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)\varphi_i dxdy-\iint_{e_\sigma}W_c\varphi_i dxdy+\right.$$

$$\left.\iint_{e_\sigma}\frac{\partial C}{\partial t}\varphi_i dxdy\right]=\begin{cases}0\\ -\frac{1}{2}q_c l_\Gamma\end{cases} \tag{8-72}$$

其中 e_σ 为 D_i 中的一个任意三角形单元。由（8-60）式和（8-64）式，在 e_σ 上有：

$$\frac{\partial\varphi_i}{\partial x}=\frac{b_i}{2\Delta},\quad \frac{\partial\varphi_i}{\partial y}=\frac{C_i}{2\Delta}$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}\approx\frac{\partial\tilde{C}}{\partial x}=\frac{1}{2\Delta}(b_ic_i+b_jc_j+b_kc_k)$$

$$\frac{\partial C}{\partial y}\approx\frac{\partial\tilde{C}}{\partial y}=\frac{1}{2\Delta}(c_ic_i+c_jc_j+c_kc_k)$$

---

① 注：如图8-18（b）所示，如 i 在边界上，此时围绕结点 i 的多边形 D_i 的周界 l 由两部分组成：位于第二类边界 Γ_2 上的 aik 和不在 Γ_2 的 $abjk$，根据基（权）函数 φ_i 的定义，φ_i 在 $abjk$ 上为0．同时根据斐克（Fick）定律：$q_c=-D\frac{\partial C}{\partial n}$，所以有：

$$\oint_l D\varphi_i\frac{\partial C}{\partial n}ds=\int_{aik}D\frac{\partial C}{\partial n}\varphi_i ds=\int_{aik}-q_c\varphi_i ds=-q_c\left[\int_0^{l_{ik}}\varphi_i ds+\int_0^{l_{ia}}\varphi_i ds\right]=-q_c\left[\int_0^{l_{ik}}\left(1-\frac{s}{l_{ik}}\right)ds+\int_0^{l_{ia}}\left(1-\frac{s}{l_{ia}}\right)ds\right]=$$
$$-q_c\left[\frac{1}{2}l_{ik}+\frac{1}{2}l_{ia}\right]=-\frac{1}{2}q_c l_\Gamma$$

$$\frac{\partial C}{\partial t}\approx\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t}=\varphi_i\frac{dc_i}{dt}+\varphi_j\frac{dc_j}{dt}+\varphi_k\frac{dc_k}{dt}$$

对 D_i 域中的任意单元 e_σ，将上述式子代入方程（8-72）中的有关部分，则有：

$$\iint_{e_\sigma}\left[D_x\frac{\partial C}{\partial x}\frac{\partial\varphi_i}{\partial x}+D_y\frac{\partial C}{\partial y}\frac{\partial\varphi_i}{\partial y}\right]dxdy=\iint_{e_\sigma}\left[\frac{D_x}{2\Delta}(b_ic_i+b_jc_j+b_kc_k)\frac{b_i}{2\Delta}+\frac{D_y}{2\Delta}(c_ic_i+c_jc_j+c_kc_k)\frac{c_i}{2\Delta}\right]dxdy=\frac{1}{4\Delta^2}\left[D_x(b_ic_i+b_jc_j+b_kc_k)b_i+D_y(c_ic_i+c_jc_j+c_kc_k)C_i\right]\cdot\iint_{e_\sigma}dxdy=\frac{1}{4\Delta}\left[(D_xb_ib_i+D_yc_ic_i)C_i+(D_xb_ib_j+D_yc_ic_j)C_j+(D_xb_ib_k+D_yc_ic_k)C_k\right] \quad (a)$$

$$\iint_{e_\sigma}\left[u_x\frac{\partial C}{\partial x}+u_y\frac{\partial C}{\partial y}\right]\varphi_idxdy=\iint_{e_\sigma}\frac{\varphi_i}{2\Delta}\left[u_x(b_ic_i+b_jc_j+b_kc_k)+u_y(c_ic_i+c_jc_j+c_kc_k)\right]dxdy$$

$$=\frac{1}{2\Delta}\left[(u_xb_i+u_yc_i)C_i+(u_xb_j+u_yc_j)C_j+(u_xb_k+u_yc_k)C_k\right]\iint_{e_\sigma}\varphi_idxdy①$$

$$=\frac{1}{6}\left[(u_xb_i+u_yc_i)C_i+(u_xb_j+u_yc_j)C_j+(u_xb_k+u_yc_k)C_k\right] \quad (b)$$

$$\iint_{e_\sigma}\frac{\partial C}{\partial t}\varphi_idxdy=\iint_{e_\sigma}\left[\varphi_i\frac{dc_i}{dt}+\varphi_j\frac{dc_j}{dt}+\varphi_k\frac{dc_k}{dt}\right]\varphi_idxdy=\frac{dc_i}{dt}\iint_{e_\sigma}\varphi_i^2dxdy+\frac{dc_j}{dt}\iint_{e_\sigma}\varphi_i\varphi_jdxdy+\frac{dc_k}{dt}\iint_{e_\sigma}\varphi_i\varphi_kdxdy=\frac{\Delta}{6}\frac{dc_i}{dt}+\frac{\Delta}{12}\frac{dc_j}{dt}+\frac{\Delta}{12}\frac{dc_k}{dt}②=\frac{\Delta}{12}\left(2\frac{dc_i}{dt}+\frac{dc_j}{dt}+\frac{dc_k}{dt}\right) \quad (c)$$

而，
$$\iint_{e_\sigma}W_c\varphi_idxdy=W_c\iint_{e_\sigma}\varphi_idxdy=\frac{\Delta}{3}W_c \quad (d)$$

所以，（8-72）式变为：

$$\sum_{\substack{\sigma=1\\e_\sigma\in D_i}}^{p}\left\{\frac{1}{4\Delta}\left[(D_xb_ib_i+D_yc_ic_i)C_i+(D_xb_ib_j+D_yc_ic_j)C_j+(D_xb_ib_k+D_yc_ic_k)C_k\right]+\frac{1}{6}\left[(u_xb_i+u_yc_i)C_i+(u_xb_j+u_yc_j)C_j+(u_xb_k+u_yc_k)C_k\right]-\frac{\Delta}{3}W_c+\frac{1}{12}\left(2\frac{dc_i}{dt}+\frac{dc_j}{dt}+\frac{dc_k}{dt}\right)\right\}=\begin{cases}0, & i\text{ 为内结点}\\ -\frac{1}{2}q_cl_\Gamma, & i\text{ 为边界点}\end{cases} \quad (8\text{-}73)$$

（8-73）式即为任一结点 i 的方程。该方程亦可写成如下形式：

$$\sum_{\substack{\sigma=1\\e_\sigma\in D_i}}^{p'}\sum_{j=i,j,k}\left[a_{i,j}c_j+b_{i,j}\frac{dc_j}{dt}\right]=f_i \quad (8\text{-}74)$$

式中：
$$a_{i,j}=\frac{1}{4\Delta}(D_xb_ib_j+D_yc_ic_j)+\frac{1}{6}(u_xb_j+u_yc_j) \quad (8\text{-}75)$$

注：① $\iint_{e_\sigma}\varphi_idxdy=\frac{\Delta}{3}W_c$

② $\iint_{e_\sigma}\varphi_i^2dxdy=\frac{\Delta}{6}$，$\iint_{e_\sigma}\varphi_i\varphi_jdxdy=\frac{\Delta}{12}$（$i$，$j$，$k$ 轮换）。详见水流数值法书籍。

$$b_{i,j}=\begin{cases}\dfrac{\Delta}{6} & i=j\\ \dfrac{\Delta}{12} & i\neq j\end{cases} \tag{8-76}$$

$$f_i=\frac{\Delta}{3}W_c-\frac{1}{2}q_c l_\Gamma \qquad (对内结点第二项为0) \tag{8-77}$$

如果计算区域剖分为 p 个单元，内结点数为 m_1。第二类边界点数为 m_2，二者之和为 m，剖 分区结点数为 n，则对区域内所有结点，可得到如下用矩阵表示的方程组：

$$[A]_{m\times n}\ \{C\}_{n\times 1}+\ [B]_{m\times n}\ \{\frac{dC}{dt}\}_{n\times 1}=\ \{F\}_{m\times 1} \tag{8-78}$$

其中矩阵 $[A]$、$[B]$、$[F]$ 中的各元素分别为：

$$A_{i,j}=\sum_e a_{i,j};\ \ B_{i,j}=\sum_e b_{i,j};\ \ F_i=\sum_{e_0} f_i \tag{8-79}$$

式中：$\sum_e$，$\sum_{e_0}$ 分别表示将与 i，j 和 i 有关的三角单元中的各项累加；$a_{i,j}$、$b_{i,j}$、f_i 分别按（8-75）、（8-76）、（8-77）式确定。

对（8-78）式中的时间导数（$\frac{dC}{dt}$）采用差分近似，即有：

$$[A]_{m\times n}\ \{C\}_{n\times 1}+\ [B]_{m\times n}\ \{\frac{C\ (t_0+\Delta t)\ -C\ (t_0)}{\Delta t}\}_{n\times 1}=\ \{F\}_{m\times 1} \tag{8-80}$$

对（8-80）式采用不同的差分格式，便可得到不同形式的线性方程组（有限元方程），如取隐式差分，则有：

$$(\ [A]\ +\frac{[B]}{\Delta t})_{m\times n}\ \{C\ (t_0+\Delta t)\}_{n\times 1}=\ \{F\}_{m\times 1}+\frac{[B]_{m\times n}}{\Delta t}\ \{C\ (t_0)\}_{n\times 1} \tag{8-81}$$

上式左边含第一类边界点（$n-m$）个，浓度已知，移到方程右端，则有：

$$[E]_{m\times m}\ \{C\ (t_0+\Delta t)\}_{m\times 1}=\ \{G\}_{m\times 1} \tag{8-82}$$

其中：

$$[E]_{m\times m}=\ [A]_{m\times m}+\frac{[B]_{m\times m}}{\Delta t} \tag{8-83}$$

$$\{G\}_{m\times 1}=\ \{F\}_{m\times 1}+\frac{[B]_{m\times n}}{\Delta t}\ \{C\ (t_0)\}_{n\times 1}-\ (\ [A]\ +\frac{[B]}{\Delta t})_{m,n-m}\cdot\ \{C\ (t_0+\Delta t)\}_{(n-m)\times 1} \tag{8-84}$$

方程组（8-82）称为水质的有限元方程。$[E]$ 称为水质有限元方程的总系数矩阵，$\{G\}$ 为常数项矩阵（列向量）。

4．解有限元方程组

与水流有限元方程组的解法类似，对线性代数方程组（8-82）可用直接解法（高斯消元法、追赶法、主元消去法等）或迭代法〔简单迭代法、赛德尔迭代法、超松驰迭代法（SOR 法）〕求解。但是，由于对流项的存在，系数矩阵 $[A]$、$[E]$ 不是对称矩阵，这是与水流问题有限元解法的主要差别。解算时，先用地下水流有限元公式推求各结点水位 h_i，再用运动方程求各有限元内地下水实际流速 u_x、u_y，然后把 u_x、u_y 及弥散系数 D_x、D_y 和时段初各结点浓度 $C(t_0)$值作为解算水质有限元方程的输入值，据（8-82）式推求时段末各结点浓度值 $C(t_0+\Delta t)$。并以此浓度作为下一时段（$t_0+2\Delta t$）浓度的初值。在计算下一时段末浓度时，仍先用地下水流有限元公式和运动方程推求时段各结点水位 $h_i(t_0+2\Delta t)$

和各单元内实际流速 u_x、u_y，并以此作为新的输入值，按式（8-82）求出（$t_0+2\Delta t$）时段末各结点的浓度值 $C_i(t_0+2\Delta t)$，依次类推，即可求得各时段、各结点浓度 C_i（$t_0+k\Delta t$）。以上计算过程一般由电子计算机完成，其计算程序参见有关书籍及附录三。

三、污染地下水边界的推进预测

污染水从污染源进入含水层中时排挤天然地下水，两者的分界面由于受各种作用的影响形成一个过渡混合带，其中污染物的浓度从污染源的浓度逐渐降低到天然地下水的自然背景浓度（本底浓度）。当污染水与天然地下水之间的密度差别较大时，在推进过程中还可导致两者分界面的变形（即由垂直流动方向的面变为倾斜面）。一般情况下，污染地下水边界的推进距离可按以下公式近似计算：

$$L=L_\varphi+0.5\ (L_d+L_\rho) \tag{8-85}$$

式中：L——某时刻污染水的实际渗透推进距离（m）；L_φ——不考虑弥散和重力影响时平均渗透锋面运移的距离（m）；L_d——弥散带的长或宽度（m）；L_ρ——分界面变形带的长度或宽度，也即舌状侵入的长度（m）。

平均渗透锋面的运移距离（L_φ）可按一般水动力学的方法来计算。如污染地下水在承压含水层中运动（属一维平面流），且污水有固定的补给来源，则：

$$L_\varphi=x_{\varphi_0}-x_\varphi=u_x\cdot t_\varphi=\frac{v_x}{n}\cdot t_\varphi \tag{8-86}$$

其中：

$$v_x=\frac{k\ (H_2-H_1)}{L}=\frac{q_c}{m} \tag{8-87}$$

式中：x_{φ_0}、x_φ——初始时刻（$t=0$）和现在（$t=t_\varphi$）污染锋面的位置；u_x、v_x——x 方向的实际流速和渗透流速；n——孔隙度；k——渗透系数；H_1、H_2—1和2断面的水位；L——1和2 断面间的距离；q_c——地下水的天然单宽流量；m——含水层厚度。

弥散带长度（L_d）是相对浓度 $\overline{C}$ 从1到0地带的长度。可按下式近似计算：

$$L_d=B\sqrt{\frac{D\cdot t}{n}} \tag{8-88}$$

或

$$L_d=6.6\sqrt{\frac{D\cdot t}{n}} \tag{8-89}$$

式中：B 为取决于相对浓度 $\overline{C}$ 范围的系数，当 $\overline{C}=0.99$—0.01时，$B=6.6$；式中其余符号含义同前。

变形带长度(L_ρ)一般仅在污水密度与纯水不同或差别较大时才存在。在层状均质岩层中，两种液体分界面在 x 轴上的投影长度(图8-19)可按下列经验关系式计算：

$$L_\rho=x\cdot\sqrt{\overline{\Delta\rho}\cdot k\cdot m\cdot t\cdot\cos\varphi/n} \tag{8-90}$$

式中：$\overline{\Delta\rho}$——相对密度差，即$\overline{\Delta\rho}=(\rho_1-\rho_2)/\rho_2$，其中 ρ_1、ρ_2——为地层中推挤液体和被推挤液体的密度；k、m、n——岩层的渗透系数、厚度和孔隙度；φ——岩层的倾角；t——推挤迁移延续时间；x——系数，一般为1.4—2.2。

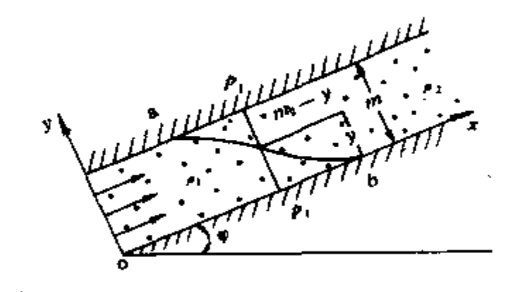


图8-19 层状岩层中不同密度液体的倾斜分界面（$\rho_1>\rho_2$）

如果是潜水，则取含水层平均厚度 h_{cp} 代替 m，同样可以近似地运用上述各式求 L_p、L_d 及 L_ρ 值。

四、水源地水质污染的预测

在进行水源地水质预测时，首先应确定水源是否被污染。如果水源地尚未污染，但在开采含水层中发现有被污染的地点时，则要求预测：(1) 污染水是否从污染地点流入水源地；(2) 首批污染物进入水源地的时间；(3) 开采水中污染物浓度随时间的变化及最高浓度值。如果水源地已被污染，则要求计算：(1) 抽出的水中污染物的浓度随时间的变化；(2) 如果切断污染源后，需多长时间污染物才从井中消除；(3) 其它有关计算。下面介绍几种计算预测方法。

(一) 水源地水质预测的近似解法

为了便于用近似解析法进行计算，通常假定：(1) 污染溶液进入地下水对水源地渗流场没有明显的影响；(2) 地下水的运动是稳定流或似稳定流；(3) 污染地下水分界面的推进是以"活塞式"的方式推挤净水，且净水与污水之间的分界面接近于垂直平面；(4) 研究区内含水层的基本参数 (k、n 等) 基本不变。

1. 预测污染水从污染地点流入水源地的可能性

要判断水源地是否有被污染的可能性，就要知道渗流场的流网图。如果地下水的天然流速为零，则水源区的任一被污染地点，只要在渗透过程中不能完全自净，则迟早总会进入水源地的；但在有天然径流的情况下，由于水源地的取水则会形成一个有限的补给带 (图8-20)，凡在补给带区域以内的被污染地点，则有可能进入水源地，区外的就不会侵入水源地。对于简单的条件，可以不必绘出流网图，而只计算出污染地点边缘点和补给带边界的流量函数值，加以比较便可以判断。

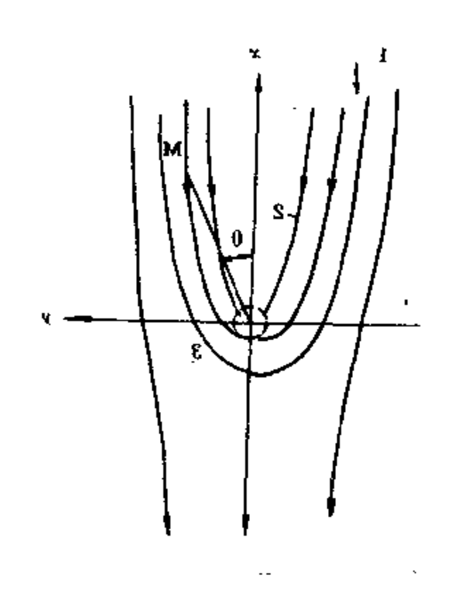


图8-20 水源地工作时流网图
1—地下水天然流向；2—流线；3—补给带边界

2. 预测污染水最早流入水源地的时间

在水源地的补给区范围内，污染水从任一点沿流线流到水源地所需的时间，对无限边界中的单井可用下式计算：

$$t=\frac{n\cdot m}{q}\left\{x-\frac{Q}{2\pi q}\ln\left[\frac{x}{y}\sin\left(\frac{2\pi q}{Q}y\right)+\cos\left(\frac{2\pi q}{Q}y\right)\right]\right\} \tag{8-91}$$

位于主流线 x 轴上的点为：

$$t=\frac{n\cdot m}{q}\left[x-\frac{Q}{2\pi q}\ln\left(1+\frac{2\pi q}{Q}x\right)\right] \tag{8-92}$$

式中：q——地下水天然单宽流量；m——含水层厚度；n——孔隙度；Q——水源地的开采量；x、y——渗流场中任一点的坐标。找出被污染地点边缘离水源地最近点的坐标代入上式便可算出污染物最早进入水源地的时间。下面说明在两种最典型情况下的近似解法。

（1）对无限含水层中直线等距排列的开采井（图8-21），在抽水量相同条件下，可大致按下式确定污染物从清水与污染水分界面的最初位置开始移动的时间（T）：

$$T=\frac{2nhl}{\pi\cdot Q}\left(\frac{\pi x}{l}-0.7\right) \tag{8-93}$$

式中：Q——相互干扰作用下单井出水量；h——含水层厚度；l——钻孔间距；n——含水层的有效孔隙度。当$\frac{x}{l}\geqslant 0.5$时，该公式是有效的。

（2）对位于河谷的直线状等距离排列的开采井（图8-22），在直线排列的井孔具有较大的长度，井的开采量主要靠河水补给，抽水量相同的条件下，可按下式确定污染水锋面从位于阶地面的污染源向取水井孔移动的初始时间（T）：

$$T=\frac{n\cdot h\cdot l}{Q}\frac{1}{\operatorname{sh}\frac{2\pi d}{l}}\left[\frac{1}{2\pi}\left(\operatorname{sh}\frac{2\pi y}{l}-\operatorname{sh}\frac{2\pi d}{l}\right)(y-d)\cdot\operatorname{ch}\frac{2\pi d}{l}\right] \tag{8-94}$$

式中：Q——单井抽水量；d——直线排列钻孔至河的距离；l——钻孔间距；y——从河至污染水范围的距离。

如果各开采井的抽水量不同，则计算时可采用钻孔的平均开采量；对直线不等距排列也可采用同样的方法。

在复杂的条件下，最好用图解法对污染水向取水井运移的时间进行预测。

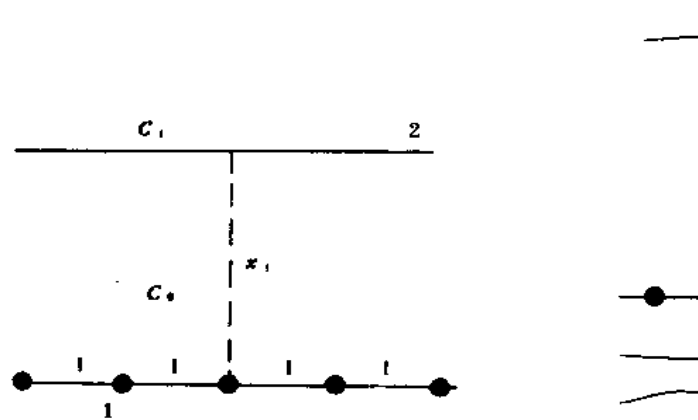


图 8-21 无限含水层污染物运移示意图
1—间距相等直线排列钻孔；2—开采含水层和污染物分界限

图8-22 半无限含水层污染物移动时间的计算图示
1—稳定水头的范围；2—渗透取水工程等涌水量等间距直线排列钻孔；3—淡水和污染水的分界限

3. 预测开采水中污染物的可能最大的浓度

开采水中污染物的可能最大浓度（C_{max}）可按混合公式确定，即：

$$C_{max}=C_e+\frac{\Delta Q_{污}}{Q}(C_{污}-C_e) \tag{8-95}$$

式中：C_e——天然条件下地下水中污染物的浓度（多数情况下$C_e=0$）；$C_{污}$——被污染地点内污染地下水中污染物的浓度；$\Delta Q_{污}$——由被污染地点进入水源地的污染水最大流量；Q——水源地的开采流量。

式中$C_{污}$、C_e和Q都是能测定的，要计算C_{max}则需要计算或预测$\Delta Q_{污}$。在开采地下水

的过程中 $\Delta Q_{污}$ 是变化的，根据 $\Delta Q_{污}$ 的变化也可以用上式预测开采水污染浓度的变化。

4. 预测开采水中污染物浓度的变化

开采水中最早污染物到达以后，污染物浓度不断地增高，至被污染地点最宽处的边缘点的污染物到达时，则出现最高浓度。如果被污染地点有不断的补给，地点宽度不变，则开采水中污染物浓度达到极值后保持不变；如果没有补给来源，或补给源已被切断，则开采水中的污染物浓度在出现极大值以后又会逐渐下降，最后趋于消失，因此需要计算污染物浓度随时间的变化。

如果污染水的浓度较高且分布很广，则对无压含水层中直线排列的开采井，可利用下式对开采层中地下水的浓度可能变化进行预测：

$$C=C_0+\frac{C_1-C_0}{\pi}\cdot\text{arctg}\sqrt{\frac{e^{bt}-e^{bT}}{e^{bT}-1}} \tag{8-96}$$

式中：C_0——地下清水的浓度；C_1——污染水的浓度；T——污染水开始渗入的时间，按（8-93）式或（8-94）式确定；t——开采井中地下水浓度的计算时刻；b——系数，$b=\frac{\pi\cdot Q}{nhl^2}$。应当注意，当 $t>T$ 时，即在污染水开始移动之后，方可利用（8-96）式。根据（8-96）式，在取水地段经过相当长的一段时间，水中污染物的最高含量等于淡水和污染水的一半，即 $C_{max}=\frac{C_1+C_0}{2}$。

对开采水中的污染物浓度的变化进行预测时，一般还要计算污染物最早到达水源地的时间以及最大可能浓度出现的时间，如果水源地的最高浓度超过极限允许浓度（$C_{允}$），则必须计算极限允许浓度出现的时间。

如图8-23，水源地坐标中心 A 点，用被污染地点前缘 F 点的坐标代入时间计算式（8-91）便可得出污染物最早到达水源地的时间。选取被污染地点最宽最远的 E 点的坐标计算的时间则可能是最大浓度出现的时间。为了计算极限允许浓度出现的时间则应求出 $\Delta Q_{污}$ 与时间的关系曲线（图8-24），从曲线上找到 $\Delta Q_{污i}=\Delta Q_{允}$ 对应的时间 t_i 即是极限允许浓度出现的时间。

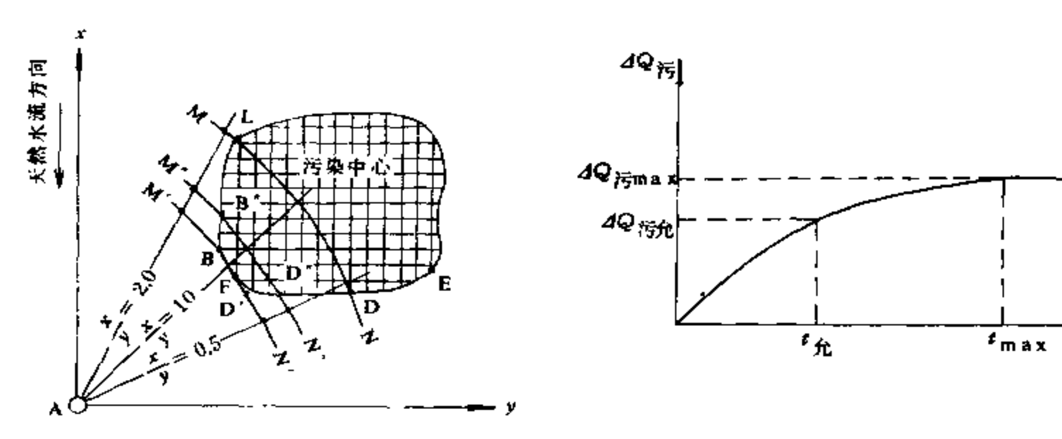


图8-23　无限岩层中单井水源地靠近它的被污染地点示意图

图8-24　ΔQ—t 曲线示意图（取污染物到达水源地的时刻为坐标原点）

（二）水源地水质污染预测的水动力渗流网法

为了获得污染水离开污染源后在各个方向上分布的图形，可以用水动力渗流网的方

法来计算。首先要绘制出研究区的地下水在污染源、水源地及开然补给排泄的作用下，地下水人工渗流场的流网图。然后可以用很简单的公式计算渗透锋面的位置随时间的变化。这种方法对稳定流比较方便，因流网是不随时间而变的；对于非稳定流则较复杂，因流网本身也是随时间而变的。

简单条件的流网可以用解析解的公式计算作图，较复杂的条件则需用模拟法（如电模拟法)。

从流网上任取一个网格来看，相邻两等水位线上的实际流速 u_j 可用下式计算：

$$u_j = K \cdot \frac{\Delta H_j}{\Delta L_j} \qquad (\Delta H_j = H_{j+1} - H_j) \tag{8-97}$$

渗透锋面推进的路程段为：$\Delta L_j = u_j \cdot \Delta t_j$，将（8-97）式代入，则有：

$$\Delta L_j = \sqrt{K \cdot \Delta H_j \cdot \Delta t_j} \quad , \quad \Delta t_j = \frac{\Delta L_j^2}{K \cdot \Delta H_j} \tag{8-98}$$

渗透锋面整个推进路程（L_φ）和总的时间（t_φ）可由上式的总和求得：

$$L_\varphi = \sum_{j=1}^{m} \Delta L_j, \qquad t_\varphi = \sum_{j=1}^{m} \Delta t_j \tag{8-99}$$

式中：m 为计算时对路程和时间所划分的阶段数。考虑弥散作用时，则可用弥散带加以校正。详见有关书籍。

（三）统计法

在具有多年连续水质观测资料的水源地，通过对某种元素或离子的含量进行统计，绘制曲线寻找其规律性，并建立曲线的回归方程式，以求得该种污染物浓度随时间变化的增量系数，进而进行短期的预报，为污染的防治提供科学依据。这种长期观测所得的资料中，以常规组分的线性变化预测较为有效。一般情况下，其预测计算公式为：

$$C_T = C_0 + at \tag{8-100}$$

式中：C_T——某种污染物在 T 年后的浓度，量纲为〔ML^{-3}〕；C_0——某污染物在起始年的起始浓度，量纲为〔ML^{-3}〕；t——时间增量；a——单位时间增量内的浓度增量系数。用上述线性关系式进行预测计算时，其外推有一定限度。

思考题及习题

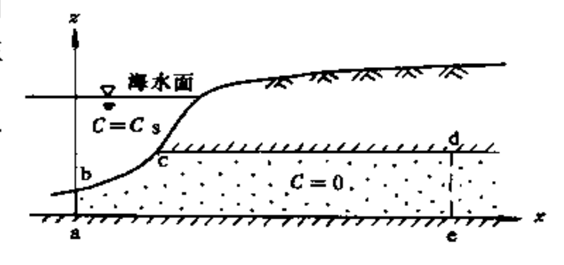
1．什么是弥散，它与对流有什么不同？

2．水动力弥散是由机械弥散和分子扩散共同作用引起的，在某一含水层中以哪种作用为主主要取决于什么？

3．在同一含水层中弥散系数 D 是否为一常数？

4．试写出轴对称条件下一维弥散方程式。

5．如图8-25所示，海水入侵淡水含水层，已知海水浓度为 C_S，含水层浓度 $C=0$，试写出 ab、bc、cd、de、ae 段溶质迁移问题的边界条件。



8-25　海岸含水层中海水对淡水的入侵混合

6．某一污染源直接同承压含水层有水力联系，已知含水层的实际流速为0.01m/d，

含水层的弥散系数 $D_L=1m^2/d$，试根据稳定源一维弥散的计算式预测5年后距离污染源10m、20m、30m、40m、50m、100m、200m 处地下水浓度的变化值（即 C/C_0值），并做图表示。

7. 一维对流-弥散方程的显式差分其差分方程的收敛、稳定条件是什么?二维对流-弥散方程交替方向隐式差分的基本计算思想是什么?

8. 试述水质有限元法的基本原理和计算步骤。

第九章　废物处理的环境水文地质问题

工农业生产过程中产生大量的液体废物和固体废物，对其处置方法有多种（图 9-1），但最终都必定排放到地面上，或者埋藏于地层深处或深海海底。排放到地面上是大多数废物最后的归宿。大自然对各种污染物有着巨大的自然净化能力，人们已经把它作为一个天然处理场。但是，为了保护地表的环境质量和生态平衡，必须设计最合理系统，选择最优的处理地点，其中最重要的是选择合适的地质和水文地质条件，使废物处理达到最优的净化效果，使地下水污染减少到最低限度，这是环境水文地质工作者面临的必须解决的问题。

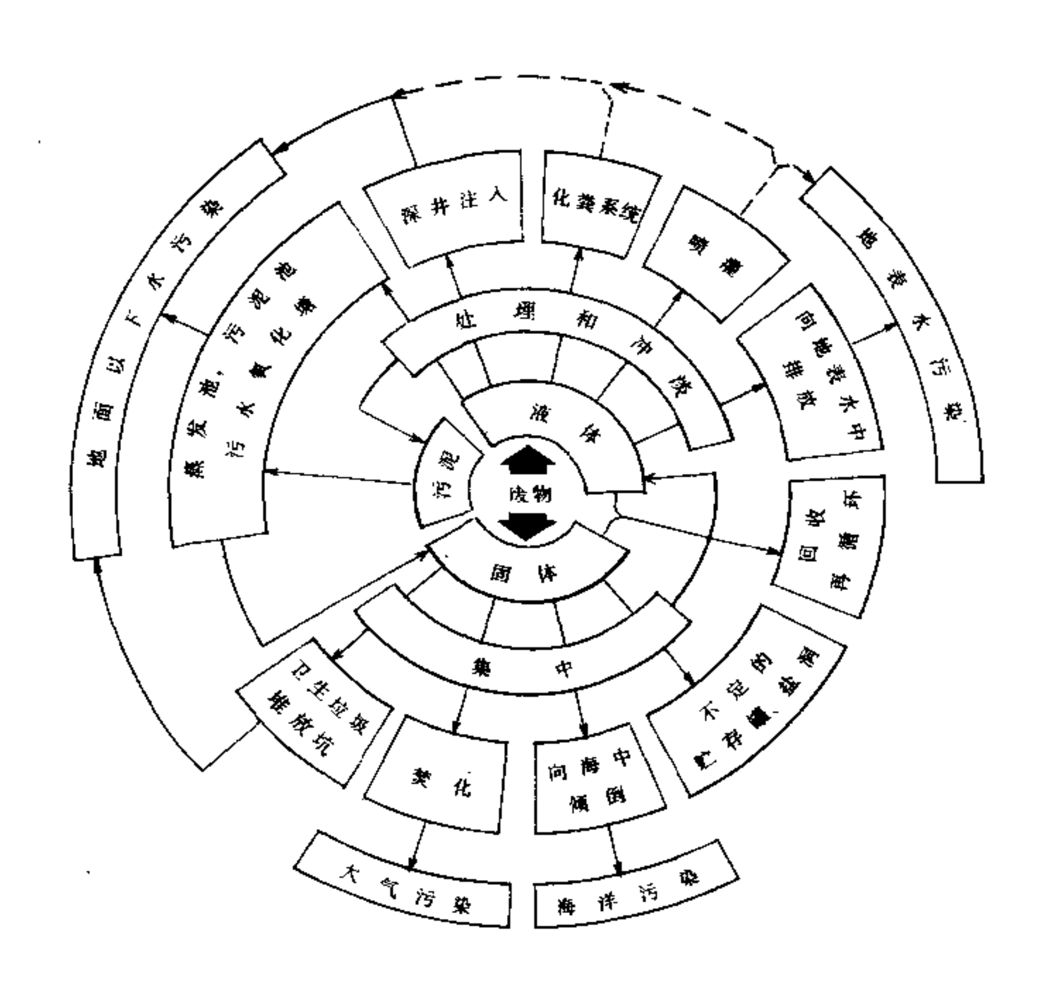


图 9-1 废物处置供选方案图谱

（据 R・A 弗里泽，J・A 彻里，1979）

第一节　污水土地处理

一、概　述

未经任何处理的污水称为原始污水；原始污水经简单的沉淀或过滤，以及适当的曝气，除去污水中的悬浮和非悬浮固体，称为一级处理污水（简称一级污水）；使一级污水通过有活性泥的曝气池及沉淀池等方法进行生化处理，除去呈溶解或悬浮状态的有机物，这种污水称为二级处理污水（简称二级污水）；二级处理污水绝大部分悬浮物被去除，去除 BOD80—90%，一般污水只作二级处理；三、四级污水处理（又称高级处理）是用各种物理、化学及生物方法进行的特殊处理，主要用以去除磷、氮、难以生物降解的有机物、矿物质、病原体、较危险的污染物等，因其处理费用很高，一般很少使用。城市生活污水三级处理系统见图 9-2。

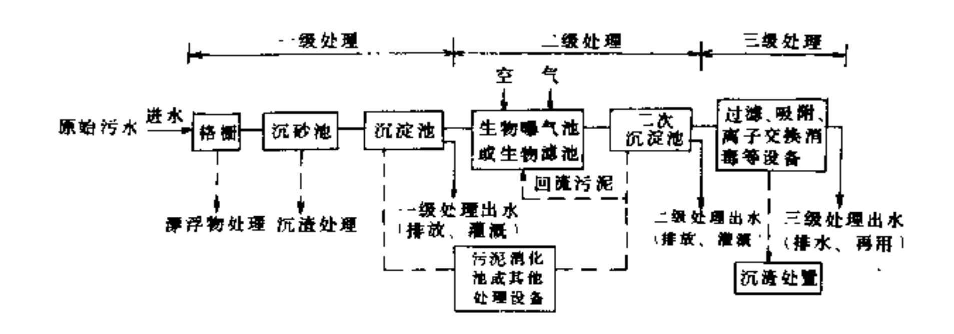


图 9-2　城市生活污水典型处理系统

早期，二级污水直接排入地表水系统，这就产生了 60 年代及 70 年代的西方发达国家的严重的地表水污染。近十多年来，人们为了减少地表水的污染而使用污水土地处理系统。

二、污水土地处理系统的处理方式

污水土地处理方式通常有三种：污灌（慢速渗滤）、斜地漫流、快速渗滤。如图 9-3 所示。

（一）污灌（慢速渗滤）

污灌和慢速渗滤实际上是类似的污水处理方式，只是处理目的不同。污灌主要是把污水直接施用于种植农作物的土地上及牧场、森林地区，其目的是利用污水作为灌溉水源及其中的营养组分作为植物的肥料，同时利用土壤的净化能力又使污水得到处理利用，因此，它是我国和许国家目前广泛使用的处理污水的一种形式。一般来讲，污灌的净化效果较好。主要是由于水力负荷小、污水渗透缓慢，使得各种物理、化学及生物作用反应充分，同时还有植物对污染物的摄取，所以它对 BOD、SS（悬浮固体）、粪便大肠菌、

P 和重金属的去除是相当有效的，其下渗出水一般不会有上述组分的污染。但是，由于包气带地质结构及岩性的差异，氮和有机污染物有时可污染地下水。因此，应注意合理规划污灌区位置，在表土层薄或渗透性大的潜水地段、地下水的补给区和水源地附近不适宜进行污灌。

慢速渗滤的目的纯粹是为了处理污水，而不是满足农作物需水量的要求，这种方法只有具有大片荒地的地方才适用。

（二）斜地漫流

斜地漫流是把污水喷灌到有植物及草生长的斜坡顶部，斜坡坡度最好是 2—8%，植物生长茂密的斜坡其坡度可稍大些，斜坡长度一般应大于 30 米，坡地表层最好是具有渗透性差的土壤，如粘土、亚粘土等粘性土，具有中等渗透性的土壤亦可。使用的污水可以是原始污水，一级或二级污水。在斜坡的最下部通过径流收集渠收集处理过的污水。此方法的目的主要是处理污水，为了再用或者处理后排入河道以减轻地表水的污染。

污水在向下流动过程中，产生各种物理、化学及生物作用使污染物被去除。其中 BOD 去除率约 50%，处理后浓度一般<15ppm。SS（悬浮固体）的去除率较高，一般向下流动几米后绝大部分已被去除，处理后的浓度一般<20ppm。氮的去除主要是通过植物摄取，硝化-反硝化作用，以及氨的挥发作用，处理后的总氮浓度一般小于 10ppm。磷主要是通过吸附以及与 Ca、Fe 和 Al 形成沉淀被去除，去除率一般为 40—60%，其最后浓度一般小于 8ppm。微量金属的去除主要通过吸附和沉淀，其去除率一般为 60—90%。由于这种处理方式处理地点下伏土壤渗透性差，所以对地下水污染较小。

（三）快速渗滤

污水快速渗滤亦简称 “RI” 系统（Rapid Infiltration System）。它主要的目的是处理污水，通过该系统净化的污水，或者用于补给地下水（亦称为污水回灌），或者收集系统净化的污水再用于工农业供水。所以快速渗滤既是污水土地处理的一种重要方式，也是污水资源化的重要手段。

1. 快速渗滤系统的设计和方法

根据处理地点的地形、地质和水文地质条件的差异，可设计成图 9-4 所示三种方式：(1) 把渗滤场设计在河谷两岸比较高的阶地或超河漫滩上，使经该系统净化的污水直接排泄到地表河流里（图 9-4a）。该系统设计的主要目的是减轻地表水的污染；(2) 在潜水埋深较浅的地区，为了防止经系统净化的污水扩展到周围含水层中去，可通过埋设地下排水管，收集净化污水（图 9-4b）；(3) 在潜水埋深较大地区，为了防止经该系统净化的污水扩展到周围含水层去，可通过回收井收集净化污水（图 9-4c）。

快速渗滤系统采取淹水及落干相交替的方法。其目的是改善污水净化效果，保持长时期的最大入渗速度。落干的目的是使渗滤区下面的土壤在落干期内通气，使氧进入土壤剖面，促进一些污染物的氧化和分解，并使沉淀于表层的悬浮固体干燥便于及时清除。因此干燥期要长到足够使氧进入整个包气带剖面。淹水的目的主要是使污水向下渗滤，其时间的长短，一个重要的衡量指标是使渗滤区下土壤中的氧被消耗完，形成还原环境，同时也还应考虑土壤性质（CEC 大的，淹水期可长一些，反之则短）。一次淹水加一次落干

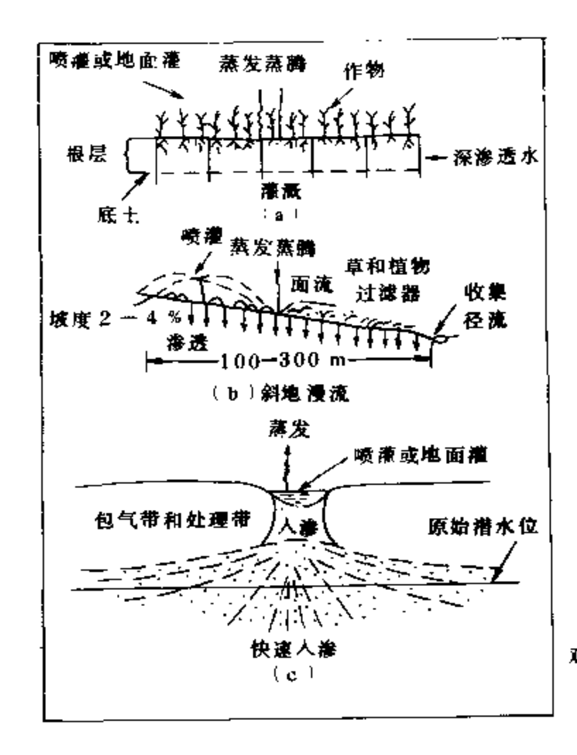


图 9-3 污水土地处理方式

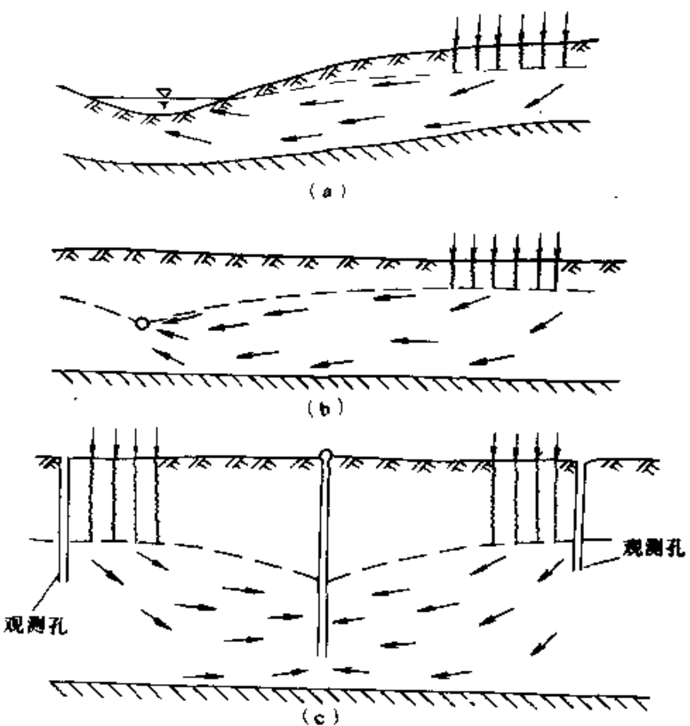


图 9-4 各种快速渗滤系统

为一个水力循环。淹水时间与落干时间之比随快速渗滤系统而变，但是，几乎所有的系统均是淹水时间小于干燥时间，其比值均小于 1。

2. 快速渗滤系统的水文地质条件

快速渗滤系统对水文地质条件的要求是：包气带的土壤及沉积物必须具有较好的渗透性，较理想的是细砂、粉细砂。在包气带的岩性结构上，最理想的是整个剖面都是比较均质的细砂或粉细砂，其厚度至少 1 米以上，其下可以是更粗结构，这样可避免污水的悬污固体向深处迁移，避免深层的堵塞。应尽量避免包气带有透水性不好的粘性土层，以免减少水力负荷。但应有一定含量的粘粒及有机质，这样才有利于通过吸附去除污染物。此外，潜水埋深至少大于 1 米，包气带太薄既不利于污染物的净化，也缺乏回灌空间，影响渗入速度。

3. 快速渗滤系统的净化效果

(1) BOD 和 SS（悬浮固体）：快速渗滤系统对 BOD 和 SS 的去除是很有效的，一般达 85%以上。其中 SS 主要通过过滤去除，溶解性 BOD 通过土壤吸附或微生物降解去除。

(2) 氮：污水中氮的主要形式是 NH_4-N，其次是有机氮，在铵化作用和硝化作用充分的前提下，氮的去除主要是通过反硝化作用使 NO_3-N 变为气态氮逸散。氮的去除率取决于水力负荷循环方式、入渗速度、阳离子交换容量、污水中的 C/N、硝化及反硝化菌的繁殖、温度等多种因素。氮的去除率一般为 30—70%。

(3) 细菌和病毒：去除细菌比较有效，其机理主要是过滤和吸附。在净化水中，粪

便大肠菌的平均值为10个/100mL，渗滤区表层被悬浮固体和藻类堵塞后，细菌的去除更有效，或者净化水横向流动一定距离后，几乎可以全部把细菌去除。病毒去除情况目前研究较少。

（4）微量金属及有机化合物：一般城市污水的微量金属含量很低，它主要通过吸附使重金属聚集在1米内的表层沙土里。微量有机化合物的去除目前研究还很少。

第二节　固体废物的土地处理

固体废物常采用的土地处理方法是填埋、填坑和地表堆放。但如果处理地点选择不当，往往成为地下水的点污染源。其污染范围长度大的可达几千米，深度可达几十米。它通常可使地下水的Cl^-及硬度升高，有的可检出几十种有毒的有机化合物，或者是重金属。其成分相当复杂，视所排放的废物而异。此外，污染延续时间长，少的几十年，长的几百年。

为了尽量减少固体废物对地下水的污染，固体废物排放地点的最佳水文地质条件为：

（1）潜水埋深较大，包气带岩性为透水性差的细粒结构。目的是为了提供足够的净化空间，较强的净化能力。埋深多大合适，视具体条件而定，多为1—10米。在粘性土层很薄的地区，即使潜水位埋深较大，也不易排放固体废物。

（2）在地下水补给地表水的河谷地区，应尽量使填埋地点靠近地表水，使受固体废物淋滤液污染的地下水向河水排泄，以减少对地下水的污染。

（3）在废弃采石坑及表层粘性土很薄的基岩山区，应禁止固体废物的排放。

（4）排放地点最好不放在可作为饮用水开采的含水层地区。如无合适地点，则排放地点必须离供水水源地有一定距离，其距离长短以不污染地下水为原则。

由于种种的原因，许多垃圾土地填埋常位于不利的水文地质结构。为了防止或减轻其淋滤液对地表水或地下水的污染，往往采取一些工程措施，如用钻孔或沟渠收集淋滤液进行再处理后排入地表水体，或者在填埋垃圾的坑底敷设厚塑料布，防止淋滤液下渗。

第三节　放射性废物处理

放射性废物按其物理状态可分为液体的、气体的和固体的。按其放射性活度可分为低放射性废物和高放射性废物。

一、低放射性废物处理的环境水文地质问题

低放射性废物主要包括医疗用的放谢性废物、科研实验的放射性废物、以及核燃料循环前几个阶段所产生的核废物。其主要放射性核素有：^{226}Ra、^{230}Th、^{238}U、^{60}Co等，一般，它们需要几百年时间才能衰变成放射性含量很低对人类无害的废物。

目前，对这类废物的处理方法多半是埋在地表或埋在地下或进行地下处理：

（1）废物放在地面上的混凝土或钢结构容器内或者盖有透水性差的地质物料（粘性土）。

(2) 将废物储存在地表以下几米的容器里，或者用开挖的土或者用人工设计的物料回填。

(3) 放置放射性废物的容器埋藏在孔深 10—20 米的大钻孔里，或用原土回填或用膨润土回填。

(4) 废物深井灌注，即通过深井灌注把废物贮存在合适的地质体内，使其与地表环境及水循环隔绝。灌注地点的地质、水文地质条件是废物深井灌注成败的关键，其中最重要的两个条件是：①灌注层应有足够的空隙度、透水性和区域范围，最好把灌注层选择在层厚、分布范围大、具有裂隙或溶隙的砂岩、灰岩和白云岩上；②灌注层外围应有不透水层封闭，其作用是安全地封存灌注层内废液。一般，透水性很小无裂隙的页岩、粘土岩、板岩、无水石膏层等均可作为封闭层。

总之，从环境水文地质观点来看，应选择具有下述条件的地点处理低放射性废物：第一，构造稳定，并与裂隙岩层隔绝；第二，没有直接进入生物圈和饮用水含水层的通道；第三，地下水位埋深要足够大，以便放射性废物完全位于非饱水带里；第四，地下水流速与放射性废物衰变及吸附等引起放射性物质的迁移的迟后现象明显。只有在这样的水文地质环境里，才能保证放射性废物在几十年或几百年内不危害环境。因为某些放射性废物衰变到很低的放射性强度时，往往需要几十年甚至几百年。

二、高放射性废物处理的环境水文地质问题

高放射性废物是核燃料循环最后阶段所产生的废物，多是废弃的核燃料。这种废物含有多种放射性核素，如：^{90}Sr、^{137}Cs、^{238}Pu、^{239}Pu、^{240}Pu、^{240}Am、^{241}Am、^{243}Am 等。这些放射性核素衰变可产生另外的放射性核素。要使上述放射性核素衰变到安全水平，有的需要几万年或更长时间。

此类废物的地下地质储存必须使放射性核素没有进入生物圈及地下水含水层的可能性，储存库不受强烈地震和构造活动的影响。因此要求储存库地点的地质构造是稳定的，具有超低渗透性的巨厚岩层。对高放射废物，一般是采用深岩层处理。目前国内外正在研究下列四种地层储存的可能性：(1) 深部盐层，如前西德利用钾盐旧矿坑处理高放射性核废物；(2) 深部结晶火成岩层；(3) 深部页岩层；(4) 干旱地区的巨厚非饱水带。另外，在合适的地质-水文地质条件下，也可采用深井灌注的方法处理高放射性废物。

思 考 题

1. 原始污水、一级处理污水、二级处理污水、三级处理污水的含义是什么？
2. 污水土地处理系统的处理方式和机理是什么？
3. 固体废物的土地处理的水文地质条件是什么？
4. 放射性废物处理时，应选择什么样的水文地质条件？

第三篇　环境水文地质研究方法

环境水文地质的研究方法与水文地质的研究方法基本相同，同时也遵循环境科学研究的规道。其特点是多学科、多种方法手段“联合作战”的综合性研究方法。环境水文地质的研究方法包括原生环境水文地质研究方法和人为环境水文地质研究方法，前者的研究方法在第四章已经阐述，本篇主要论述人为环境水文地质的研究方法。

第十章　环境水文地质勘查

第一节　环境水文地质勘查概述

一、环境水文地质勘查的目的、任务

环境水文地质勘查的主要目的是了解和掌握地下水的环境特征，阐明人类工程-经济活动对水文地质条件的影响，为合理开发利用和保护地下水资源，防治地下水污染，解决与地下水开采有关的各种环境水文地质问题及改善人类生存环境提供水文地质方面的科学依据。

环境水文地质勘查的基本任务是查明环境水文地质条件和环境水文地质问题，进行地下水环境评价和预测，提出防治对策和措施。

根据勘查的目的任务不同，环境水文地质勘查可分为综合性环境水文地质勘查和专门性环境水文地质勘查，前者是为经济建设总体规划或综合性目的所需进行的勘查，通常也称为区域性环境水文地质普查，后者是为某项生产建设或专门性目的进行的，通常也称为专题性环境水文地质勘查。

二、环境水文地质勘查方法与工作程序

环境水文地质勘查所应用的工种或方法手段主要有：环境水文地质调查（测绘），环境水文地质勘探，环境水文地质试验，环境水文地质监测，室内分析、实验，资料整理，图件编制等。任何一项环境水文地质勘查工作，基本上都是通过这些方法手段的有机配合而有计划、有步骤地组织和进行的。

环境水文地质勘查的工作程序主要包括资料收集、编写环境水文地质工作设计书，环境水文地质调查（测绘）、勘探、试验、监测、编制环境水文地质图系、编写环境水文地质报告书等。在工作安排上通常按准备工作、野外工作、室内工作三段时期来组织，且一般分阶段（区域性综合环境水文地质普查阶段，专题或专门性环境水文地质勘查阶

段）进行。

三、环境水文地质资料的收集与设计书的编写

（一）环境水文地质资料的收集

通常，环境水文地质工作应在以往水文地质工作的基础上进行。因此在正式开展工作之前，应全面收集工作区已有的水文地质资料及有关资料，充分利用这些资料能多快好省地掌握与地下水有关的各种环境因素和了解地区环境问题，这对环境水文地质勘查有重要价值。收集资料的主要内容包括以下几方面：

1. 环境背景资料：主要有：(1) 研究区内地层地质资料，文字报告及图件；(2) 区内水、土、岩的化学分析的背景资料；(3) 地形、地貌资料；(4) 水文、气象资料。

2. 环境污染源及污染途径的资料：主要包括：(1) 各工厂废水排放量、排放浓度、排放方式、主要污染物种类及超标情况；(2) 城市下水道及各种排放口的分布、排放总量、污染物的成分、浓度；(3) 农村和城市郊区农药、化肥的使用情况，灌溉渠道分布，污灌方式、定额，污染物成分、浓度，污水泵站系统的水质资料；(4) 矿山位置、范围，矿渣堆放处、种类、成分等。

3. 人文地理及生态环境资料：环境中水源、土壤、粮食、蔬菜等被污染情况，环境质量下降程度，分布范围，现有人口及密度，人体健康情况，发病种类及病因。

4. 有关水文地质资料：主要为：(1) 地下水资源评价资料，包括城市工业水源勘探资料；(2) 有关地下水、地表水水质长期观测资料，水源地出厂水质及卫生防疫站水质检验资料；(3) 水资源历年开采量及供需平衡资料；(4) 由于地下水过量开采而引起的水位下降、地面沉降、塌陷、水质恶化、海水入侵等各种环境水文地质问题的资料。

（二）设计书编写

设计书是整个勘查工作的工作方案。设计书内容通常包括：目的任务，工作区的范围，研究程度，自然地理，环境水文地质条件，存在的主要环境水文地质问题，确定基本工作类型，工作程序，工作布置和依据，工作内容、工作方法和工作量，精度要求，仪器、设备、材料计划，人员组织编制，经济预算，预期成果等。

第二节　环境水文地质调查

环境水文地质调查是环境水文地质工作的基础，是一项综合性的野外调查和测绘工作。它包括人工环境和自然环境两个方面的调查，其调查方法与一般水文地质工作的调查方法相同，只是调查内容有所侧重。

一、环境水文地质条件调查

环境水文地质条件调查包括天然环境水文地质条件调查和人为环境水文地质条件调查。其中又以城市环境水文地质条件调查为重点。其工作要求和精度与环境水文地质条件的类型（表 10-1）有关。主要调查内容为：

表 10-1　城市环境水文地质条件分类表

类别	水文地质条件	地下水开采情况	地下水污染程度	工作要求	监测点控制数
Ⅰ复杂类型	山前冲积、洪积扇的中上部、岩溶发育的半山区、河谷和小型盆地潜水。地表地质结构破坏严重，地下水为主要供水水源	地下水已全面开发利用，形成大型降落漏斗，改变了地下水的天然径流状况	主要地下水源和供水水源地已遭污染	进行全面环境水文地质工作，如环境水文地质调查、监测、勘探试验及污染规律的试验研究	平均每平方公里 1 个点，严重污染区每平方公里 1—2 个点
Ⅱ中等类型	冲积洪积扇的中下部、冲积平原、河谷阶地潜水。表层地质结构破坏较轻，地下水为部分供水水源	地下水尚未全面开发利用，局部地区形成降落漏斗，污染源与地下水源地距离较远	地下水受中等程度的污染	进行较详细的环境水文地质调查、监测和勘探试验工作	每平方公里 0.35—1 个点
Ⅲ简单类型	冲积平原、河谷阶地的承压水，含水层为多层结构，地表地质结构破坏轻微	地下水只进行了局部的开发利用	局部地下水受轻微污染	只进行一般的环境水文地质调查和监测工作	平均每平方公里 0.25—0.5 个点

1. 研究区的地质、地貌及水文地质条件。内容包括：地层岩性，地质结构、构造，地貌特征，含水层的岩性、厚度、埋深、富水性，隔水层的岩性、厚度，含水层之间的水力联系，地下水的分布、埋藏、补给、径流、排泄条件等，调查的内容和方法与一般性水文地质调查相似。

2. 包气带岩性、厚度、结构、物理化学性质对各种污染物质降解自净条件，人工破坏程度。

3. 表层土壤的性质、植被发育情况，腐殖质发育情况，阳离子成分（Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^{+}等）。土壤的粒度、结构等。

4. 所在地区农业灌溉类型，灌溉水量、水质，污水灌溉的方式，农药和化肥使用情况及其对地下水的影响，渗入量的计算等。

5. 地下水开发利用状况及其出现的环境水文地质问题。

6. 地下水环境背景值。其确定方法主要有：(1) 选择未受污染的相邻地区，环境水文地质条件相似的地段作为对照区，取样统计确定；(2) 利用已有的区域地下水环境背景值资料；(3) 充分收集历史的水文地质资料法确定。

二、污染源调查

污染源调查的目的是了解污染源在自然环境中的分布、种类、性质、数量、排放形式、排放量及其对含水层可能发生的影响。污染源的调查一般采用收集资料、调查访问、实地测量的方法进行。要把环境中各种污染源如污水排放口、排放渠道、排污渗坑、渗井、城市垃圾、工业废渣堆放场、污灌区等的位置分别测绘在图上，记录排放量、物理化学性质，附近的地质水文地质条件、渗透特征等。

表 10-2　污染源调查表

<table>
<tr><td>编号</td><td colspan="2"></td><td>位　置</td><td colspan="2"></td><td>厂矿名</td><td colspan="2"></td><td>图幅名称</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td rowspan="10">工业三废污染源</td><td colspan="2">主要产品</td><td colspan="3"></td><td>主要原料</td><td colspan="2"></td><td>工艺流程</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td rowspan="4">废水</td><td>总排放量(t/a)</td><td colspan="3"></td><td>物理感官性状</td><td colspan="2"></td><td>处理措施</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>排污方式及规律</td><td colspan="3"></td><td>有毒有害成分</td><td colspan="2"></td><td>危害情况</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>排污去向</td><td colspan="3"></td><td>浓度</td><td colspan="2"></td><td>居民反映</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td colspan="3">周围的地质水文地质条件</td><td colspan="7"></td></tr>
<tr><td rowspan="3">废渣</td><td>名称</td><td colspan="2"></td><td>复盖面积</td><td colspan="3"></td><td>流失情况</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>主要成分</td><td colspan="2"></td><td>堆积体积</td><td colspan="3"></td><td>毒性及危害情况</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>水溶性</td><td colspan="2"></td><td>防渗措施</td><td colspan="3"></td><td>包气带防污性能</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>废气</td><td>排放量</td><td colspan="2"></td><td>废气成分</td><td colspan="3"></td><td>对环境的影响</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td colspan="2"></td><td colspan="9"></td></tr>
<tr><td rowspan="5">生活污染源</td><td colspan="2" rowspan="2">生活污水</td><td>排放量(t/a)</td><td>排放方式</td><td colspan="3">排放途径及去向</td><td>处理措施</td><td colspan="2">危害性</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td colspan="3"></td><td></td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="2">生活固体垃圾</td><td>堆放地点</td><td>复盖面积</td><td>堆积体积</td><td colspan="2">主要成分</td><td>水溶性</td><td colspan="2">防渗措施</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td></td><td colspan="2"></td><td></td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td colspan="3">包气带防污性能</td><td colspan="7"></td></tr>
<tr><td rowspan="6">农业污染源</td><td rowspan="2"></td><td colspan="4">单位面积施用量</td><td rowspan="2">施用面积</td><td rowspan="2">年施用量</td><td rowspan="2">施用方式</td><td rowspan="2">灌水量</td><td rowspan="2">灌水回渗量</td></tr>
<tr><td>农田</td><td>蔬菜</td><td>果园</td><td>其它</td></tr>
<tr><td>农药</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>化肥</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="2">污灌</td><td>污灌区位置</td><td colspan="2"></td><td colspan="2">污灌范围</td><td colspan="2"></td><td>污灌方式</td><td></td></tr>
<tr><td>污水成分</td><td colspan="2"></td><td colspan="2">污灌量</td><td colspan="2"></td><td>污水渗漏量</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">地表水污染源</td><td>名　称</td><td>类型</td><td>长×宽×深</td><td>流　量</td><td>水体积</td><td>污水来源</td><td>纳污量</td><td>物理
感官性状</td><td>主要化学成分</td><td>渗漏量</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">包气带防污性能</td><td colspan="3"></td><td colspan="3">对生态环境的影响</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td colspan="2">其它污染源</td><td colspan="9"></td></tr>
<tr><td colspan="2">备　　注</td><td colspan="9"></td></tr>
</table>

单位　　　队　　　组　　　调查者　　　调查日期　　　年　　月　　日

野外实际工作中，污染源的调查常采用卡片表格形式(表 10-2)。

在污染源调查中，根据废水的平均排放量和有害物质的平均排放浓度，便可以计算出各有害物质的排放量：

$$q_i = Q \cdot C_i \tag{10-1}$$

式中：q_i——某有害物质的排放量(t/d)；Q——废水的排放量(t/d)；C_i——废水中某有害物质的浓度，%。

为了衡量污染源及其污染物对水环境的污染现状和轻重，常需要进行以下计算：

(1)某污染物的等标污染负荷(P_{f_i})

$$P_{f_i} = \frac{C_i}{C_{oi}} \times Q \times 10^{-6} \tag{10-2}$$

式中：P_{fi}——某污染物等标污染负荷，无量纲；C_i——某污染物的实测平均浓度(mg/L)；C_{oi}——某污染物的评价标准(mg/L)；Q——含某污染物的废水排放量(t/a)。

(2)某污染源各种污染物等标污染负荷总计(P_n)

$$P_n=\sum_{i=1}^{n}P_{fi} \tag{10-3}$$

(3)某一污染物在污染源中的(等标)污染负荷比(K_i)

$$K_i=\frac{P_{fi}}{P_n}\times 100\% \tag{10-4}$$

某污染源的等标污染负荷越大，则其对水环境的污染作用越大，某一污染物等标污染负荷比越大，则其在污染源中所起的作用就越大。

同理，我们可以用与上述相类似的方法，计算一个地区或一个流域所有污染源某污染物的总等标污染负荷和某污染源在一个地区或流域的污染负荷比。

三、地下水污染现状调查

地下水污染现状调查的主要方法是水化学调查。水化学调查的主要工作是取样分析。通常，对调查区的井、泉、水源地、地表水体以及包气带土层都应根据有关规范要求分别采集一定数量的水、土样品进行化学分析。水分析类型有简分析(或称常规分析)、全分析、细菌分析和专项分析。分析项目根据调查区的实际情况、有关要求和研究目的而定，一般应包括常量组分、微量无机有毒金属元素、有机毒物和细菌等。通常，必测项目有：简分析项目，三氮、酚、CN^-、Hg、Cr、As、COD、细菌等。根据污染源的特征，也可进行一些特殊成分的专项分析。在缺少地下水露头的地方应适当布置浅孔，这样，既可查明地层结构及厚度，又可以采集水、土样品进行分析。

地下水的水样采取应考虑到不同的地质、地貌单元，不同的地下水类型和不同的含水层。水样点既要均匀分布，又要有控制性和代表性。取样点应选用常用的井孔和有代表性的地下水天然露头。取样数量按有关规范和设计要求执行。由于地下水的水质、水量与降水强度、延续时间、温度等气候条件的变化密切相关，变化较大。因此在北方，一般应在水质、水量变化最大的枯水期和丰水期两个时期进行采样，以便进行对比和寻找规律。另外，要求在一定范围内，最好在同一时间内集中采样，集中分析，以防止因气候变化的干扰而造成误差，避免水样保存时间过长，水质发生变化而造成误差。

地表水水样应在不同地段(上、中、下游)和不同时期采取，最好与地下水同步采样。污水样点应在污水排放口采取，且最好选择在排放有害物质浓度最高的时间采集。

对于水样的采取方法，保存和送检，不同项目有不同要求，可参照有关采样规定。其中，关于一些测定项目样品的保存方法、允许保存时间、采样体积等见表 10-3。

根据水化学调查结果，确定地下水中有关组分的本底值(水文地球化学背景值)，统计有关组分的含量、检出率、超标率、计算污染指数，并根据背景值、超标值、超标几倍值或根据污染指数的大小，在平面图上划分出几个等级或用等值线表示出来，即可确定地下水污染现状。

表 10-3 一些测定项目样品的保存方法

测定项目	最少采样量(mL)	盛样容器	保存方法	允许保存时间(d)	备注
Eh	100	G,P	4℃	2	最好现场测定
NO_2^-	100	G,P	原样保存	1/3	最好现场测定或开瓶后立即测定
pH,NH_4^+	100	G,P	原样保存	3	
K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}, Cl^-, HCO_3^-,CO_3^{2-},F^-	500	G,P	原样保存	30	对矿化度高的重碳酸型水,HCO_3^-,Ca^{2+},Mg^{2+},游离 CO_2 应在现场测定
Fe^{3+},Fe^{2+}	250	G,P	加入硫酸-硫酸铵	30	现场固定
侵蚀性 CO_2	250	G,P	加入碳酸钙	30	现场固定
磷酸盐	100	G	加硝酸酸化,使 pH≤2	10	现场固定
可溶性硅酸	100	P	含量<100 mg/L 时,原样保存,>100mg/L 时,酸化,使 pH≤2	20	现场固定
NO_3^-	100	G,P	原样或 pH≤2	20	
总铬	100	G,P	加硝酸酸化使 pH≤2	30	现场固定
六价铬	100	G,P	原样保存	30	
Mo,Se,As	100	G,P	原样或加酸,使 pH≤2	15	
Li,Rb,Cs,Ba,Sr	200	G,P	原样或加酸,使 pH≤2	30	
微量金属	1000	G,P	加硝酸,使 pH≤2	7	现场固定
硫化物	500	G	加乙酸锌	7	现场固定
溴	100	G	原样保存	10	
碘	100	G	原样保存	10	
耗氧量(COD)	100	G,P	原样或 4℃ 保存	3	
硼	100	P	原样保存	30	
挥发性酚,氰化物	1000	G	加 NaOH 使 pH≥12 或 4℃ 保存	1	现场固定
有机农药残留量	5000	G	加硫酸,使 pH≤2	7	现场固定
铀、镭、钍	1000	G,P	加硝酸,使 pH≤2	7	现场固定
氡	100	G	原样保存	1	
$^{2}_{1}H$,^{18}O	100	G	原样保存	1	
$^{3}_{1}H$	1000	G	原样保存		

注:G——硬质玻璃瓶;P——聚乙烯塑料瓶。(据地矿部《水样的采取、保存和送检规程》,1986)

第三节　环境水文地质勘探

环境水文地质勘探是环境水文地质勘查的重要手段和主要工种，是在环境水文地质调查的基础上，针对某些需要进一步查明的环境水文地质问题而进行的，是了解地下水污染范围、污染深度、污染途径、扩散速度、地质结构等方面的重要手段。也是没有井孔地区调查的补充手段。环境水文地质勘探的方法主要有钻探、坑探、物探等，其中以钻探为主（大多为浅孔），具体方法同一般性水文地质勘探是类似的，这里仅对环境水文地质勘探的一些基本问题作一简述。

一、环境水文地质勘探的任务

环境水文地质勘探工作的任务决定于勘探目的，勘查阶段，勘探区的自然地理、地质和水文地质特征等，一般的任务是：

1. 查明地质结构、包气带岩性、含水层和隔水层、环境水文地质条件和问题在垂直方向上的分布特征与规律。
2. 查明地下水污染带的分布和污染途径，研究污染地下水的运移规律。
3. 施工专门试验井或监测井。
4. 测定含水层的水文地质参数和有关计算参数。
5. 采取岩土样和水样做实验、分析。

二、环境水文地质钻孔的布置原则

勘探点网的布置应根据工作区的具体条件来确定，一般应考虑开采含水层的类型、上覆岩层和隔水层的厚度、上下含水层之间有无水力联系、可能的污染源和污染途径、污染区的大致范围等。通常，环境水文地质钻孔应平行和垂直地下水污染区分布的长轴方向布置，呈“十字”型勘探网。地下水污染带多呈狭长条带并平行于流向，纵向勘探线应沿污染带方向布置，一般由3—5个钻孔组成，横向断面个数视污染带长度而定，一般由1—3条断面组成（图10-1）。钻孔间距视污染面积大小、地下水类型及污染程度而定，一般为100—200米。从重污染区至轻污染区，勘探孔布置可由密而疏。勘探断面的边缘钻孔应布置在没有污染的地段上。钻孔深度应力求揭穿所研究的全部含水层。勘探表层地质结构及排污渠和河流渗漏条件的钻孔布置应垂

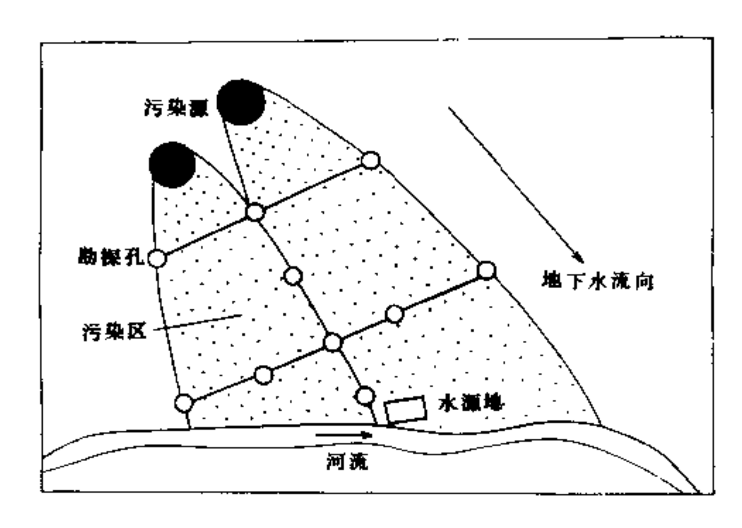


图10-1　查明污染源污染地下水状况的勘探孔布置示意图

直于河渠流向及地貌分界线。其它试验孔、监测孔的布置根据设计目的而定。

三、环境水文地质钻孔的类型及技术要求

根据钻孔担负的主要任务和目的，可把环境水文地质钻孔分为四类：

1. 勘探地下水污染范围及深度的钻孔。该类钻孔应平行和垂直污染物质在地下水中运移方向布置剖面，并根据污染程度从重污染区至轻污染区由密而疏。钻孔深度力求揭露整个含水层，分层采样，并在隔水层采上样，进行化学分析，不能用污水作冲洗液钻进，泥浆中不能使用钠、钙及其它化学药品，最好用清水钻进。

2. 勘探表层地质结构以及了解排污渠道渗漏条件的钻孔。该类钻孔应按地貌变化的方向和垂直河渠布置剖面，一般可采用轻型钻机或者用洛阳铲揭露含水层顶板，每隔0.5米取样一个。

3. 为了配合水质模拟试验而施工的钻孔。该类钻孔应根据试验目的专门布设，一般应顺地下水流方向设计孔位。为了弄清地下水流向和侧向弥散，常常布设相交一定角度的两排钻孔，其交角大约在15°—30°不等，孔距随着距主孔距离的增加而逐渐加大。

4. 监测孔。主要进行环境水文地质监测和取样，其技术要求在本章第五节阐述。

第四节　环境水文地质试验

环境水文地质试验是对地下水及环境水文地质条件和问题进行定量研究的重要手段。通过试验可以测定有关参数(主要是溶质运移方面的参数，如弥散系数、吸附参数等)，可以模拟污染质在地下水中运移的规律，了解某些污染结果发生的机制，验证数学模型的正确性，可以研究一些环境水文地质问题的形成机理和各种水文地球化学作用。

环境水文地质试验可分为室内模拟试验和野外现场试验两种。本节主要讲述几种常用室内外试验的基本原理、方法及有关参数测定。

一、室内模拟试验及有关参数测定

(一)污染水与地下水及含水岩石之间的相互作用试验

在进行溶质运移研究时，必须通过试验查清污染水与地下水及含水岩石之间的相互作用情况。在进行该试验时，首先应该分析污水、地下水及含水岩石的化学组分，并且还要找出使地下水水质恶化的组分。污水的水样最好是在污染源采取，或进行人工配制，地下水样和岩样的采取要注意有代表性。试验的目的或进行方式有以下三种：

1.(研究)污水与地下水的相互作用

将污水和地下水按不同的比例进行混合，例如取污水与洁净的地下水的体积比$V_{污}/V_{地}$为：9∶1、8∶2、7∶3、6∶4、5∶5、4∶5、3∶7、2∶8、1∶9等。这样配制的试验样品可以代表或模拟污染物在弥散带中的分布情况。

样品配制好后，间隔不同时间取样分析，观测混合液的化学成分随时间的变化。对三种浓度进行比较：组分在污水中的浓度$C_{污}$；按不同比例混合后理论计算的组分浓度$C_{计}$；混合后的实际浓度$C_{实}$。其中计算浓度按下式确定：

$$C_{计}=\frac{V_{污}\cdot C_{污}+V_{地}\cdot C_{地}}{V_{混}} \quad (10\text{-}5)$$

式中：$V_{污}$、$V_{地}$、$V_{混}$ 分别为污水、地下水和混合水的体积；$C_{污}$、$C_{地}$ 分别为组分在污水中的浓度和地下水中的浓度。

如果 $C_{实}\approx C_{计}$ 则可认为组分是中性的，即污水与地下水不发生相互的化学作用。

如果 $C_{实}<C_{计}$，则说明由于相互作用的结果组分从混合物中减少。

2. 污水与地下水和岩石的相互作用

做与上述类似的系列试验，只是在混合的器皿中加入岩石粉末样品，并定期地不断搅和，逐次地取样进行组分浓度测定（如经过 1 分种，1 小时，1 天等时间的混合后）。

如果 $C_{实}>C_{计}$，说明组分从岩石进入混合液（溶解、溶滤等）。

若 $C_{实}<C_{计}$，则说明由于岩石吸附或沉淀使组分从混合液中减少。

连续观测这种作用随时间的变化，可以得到关于这个作用演变的概念和达到作用平衡的时间。

3. 污水与岩石的相互作用

用污水和岩石做上述类似的系列试验，可以得出岩石吸附污水中某种组分或某种组分从岩石中溶解的情况。

综合以上三种试验的情况来考察污水、地下水及岩石的相互作用，可归纳为表 10-4。

在同一种污水中对几种组分进行预先试验时，可以将组分分为两大类：即不发生相互作用的中性组分和同含水层积极作用的活性组分。如前所述，地下水与岩土的相互物理化学作用是多种多样的，这种试验虽然得不出肯定是哪种作用，但可以得出作用的总方向，即组分是增加还是减少的结论。这对于进一步确定其它各种参数是有帮助的。

表 10-4　预先实验室试验可能的结果（据 Φ. M. 鲍契维尔，1979）

试验资料综合类型	按一种方式试验的结果			污染水同地下水和岩石相互发生物理化学作用特征的结论
	1 污水+地下水	2 污水+地下水+岩石	3 污水+岩石	
1	$C_{实}=C_{计}$	$C_{实}=C_{计}$	$C_{实}=C_{污}$	对地下水和岩石都属中性组分
2	$C_{实}=C_{计}$	$C_{实}<C_{计}$	$C_{实}<C_{污}$	岩石吸附组分
3	$C_{实}<C_{计}$	$C_{实}<C_{计}$	$C_{实}=C_{污}$	与水混合时组分沉淀或变成为气体逸出
4	$C_{实}<C_{计}$	$C_{实}<C_{计}$	$C_{实}<C_{污}$	混合时组分变为沉淀和被岩石吸附
5	$C_{实}=C_{计}$	$C_{实}>C_{计}$	$C_{实}>C_{污}$	由于溶解或离子交换，组分从岩石进入污水中

（二）．室内土柱试验

土柱试验的基本原理是在实验室内对在野外采取的有代表性的包气带天然土柱（原状样或扰动样），用原状或人工配制的污染溶液进行渗滤试验（或称淋溶试验），通过对于滤出水水质的测试、分析，研究各种水文地球化学作用和污染物在土体中的运移机理。目的在于了解各种污染质在不同介质、不同深度的环境条件下运移特征、土体对污染质吸附和降解能力、积累和转化规律，进而为解决地下水环境质量研究中的某些理论和实践问题，为地下水污染的预测和防治措施提供依据。

试验装置如图 10-2 所示。土柱装在塑料管内，土柱表面和底部用带孔的塑料板和尼

龙网作反冲、反滤层，上部用虹吸原理自动提供污水（或其它水源），下部设排水孔，随时接取渗出水进行分析。

试验方法分为单因子试验和多因子试验两种。单因子试验采用专门配制的淋滤液对所取代表性土体或专门的土体（如垃圾等）进行渗滤，主要是进行离子置换、吸附、沉淀、溶解、盐效应、有机污染物降解等地下水水质污染机理试验。多因子试验是用几种不同种类、不同浓度的污水或各种水源分别通过不同介质、不同深度的土柱，测定渗入前后浓度变化与时间及水量的关系，观测各种因素对地下水水质组分形成的影响，绘制各种不同污染质在不同土体中随时间变化曲线，分析研究其运移转化规律和污染机制。

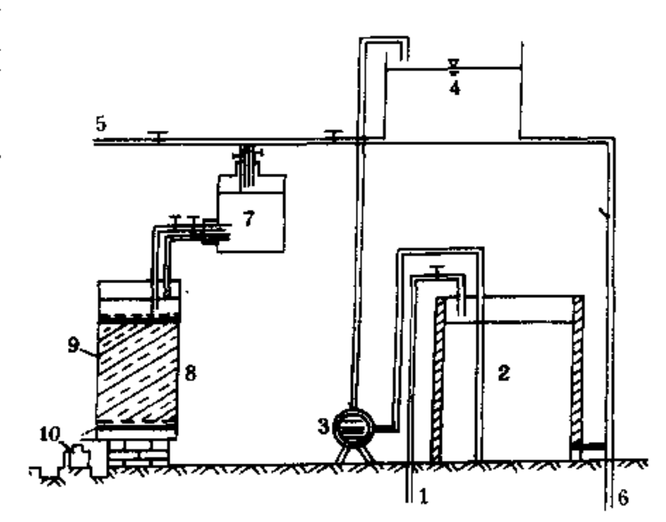


图 10-2 污染质在包气带垂直运移试验装置示意图

1—自来水；2—污水池；3—污水泵；4—污水塔；5—通另一土柱；6—通污水处理池；7—马利奥特瓶；8—塑料管；9—试验土柱；10—取样瓶

（三）研究污染质运移的渗流槽模拟试验

用渗流槽可以模拟污染物质运移规律，进行二维弥散试验，研究弥散机理，测定弥散系数等。

试验装置主要由进水槽，渗水槽，排水槽和进、排水管，滤水网板，投剂孔，测压取样孔（管）等组成（图 10-3）。槽中可用不同粒组的砂作为渗透介质。

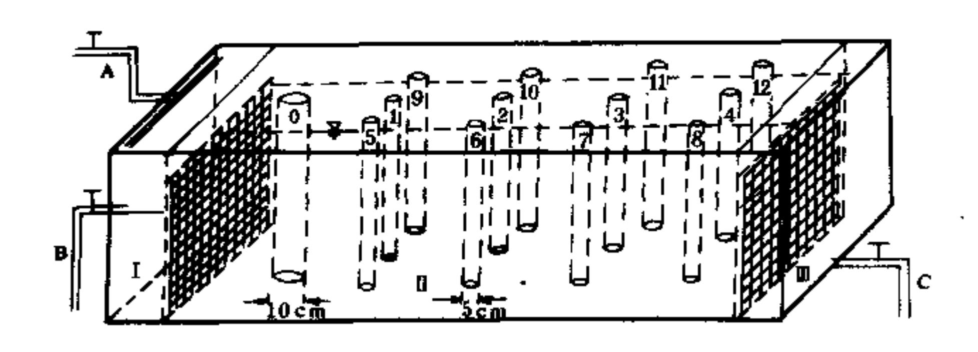


图 10-3 渗流槽示意图

0—投放孔；1—12—观测孔；Ⅰ—进水槽；Ⅱ—渗水槽；Ⅲ—排水槽；A—进水管；B、C—排水管

试验方法是根据野外实际情况，模拟含水层和边界水位，在投放孔中放入示踪剂（如食盐溶液、萤光素等），分别在观测孔（管）采样、分析，绘制浓度-时间曲线，浓度-距离曲线等，根据大量的观测试验资料，便可得出溶质运移、弥散规律，或根据建立的水质模型，利用其解析解，求得有关弥散参数。

（四） 弥散系数的测定

室内测定弥散系数，一般采用Φ·M·鲍契维尔等（1979）设计的一套实验装置（图 10-4）。它由两个部分组成，一部分是试样圆筒Ⅰ，另一部分是供给液体的装置Ⅱ，它是在保持给定压力 H 下供给水和指示剂溶液。圆筒用坚硬材料（金属、塑料、有机玻璃等）制成，直径一般为 8—10cm，高度由 10—15cm 到 40—60cm。圆筒的大小可以改变，但其长度应大于其直径的 1.5—2 倍。

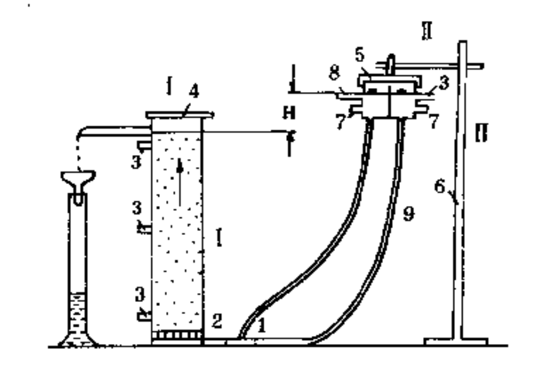


图 10-4 研究岩石渗透时弥散、吸附和溶解的实验装置

Ⅰ为装土的圆筒；Ⅱ为供给指示剂液（P）或水（B）的装置；1—混合供给水或溶液的开关；2—过滤器；3—取样管；4—盖子；5—保持定水头的装置；6—支架；7—供水或溶液的管；8—排除多余液体的管；9—皮管

渗透液体在圆筒下部经过三通管（开关）“1”和滤器“2”而进入岩（土）样中。液体在岩（土）样中是自下而上运动的，这是为了保持较小的水力梯度。取样管“3”可以采取不同距离的渗透液分析。仪器盖“4”上有孔，与大气相通。装置“5”是为了保持定水头，它固定在支架“6”上，由两个箱子组成，其中每一个分别由管“7”供给清水或溶液，多余的由管“8”排除，以便保持定水头。清水或溶液沿胶皮管“9”经开关“1”进行混合后进入试样。

测定弥散系数时应当用非吸附的指示剂溶液，开始时先在试样中饱和不含指示剂的普通水，然后用加指示剂的水渗透，并在岩土样不同断面和终端处观测指示剂浓度的变化。根据试验资料，可用不同的方法计算弥散系数 D。

1. 一维弥散解析解公式为基础的计算方法

（1）连续注入

由第八章第三节可知，当 $\frac{u\cdot x}{D_L}>10$ 或 $\frac{D_L}{u\cdot x}\leqslant 0.005$ 或 x 较大时，稳定源（连续注入）、半无限与无限条件下，一维弥散方程的简化解析公式为（8-28）式，即：

$$\overline{C}(x,t)=\frac{C(x,t)}{C_o}=\frac{1}{2}\operatorname{erfc}\left[\frac{x-u\cdot t}{2\sqrt{D_L\cdot t}}\right]=\frac{1}{\sqrt{\pi}}\int_{\frac{x-u\cdot t}{2\cdot\sqrt{D_L\cdot t}}}^{\infty}e^{-y^2}dy$$

对上式作变量代换 $y=\frac{\eta}{\sqrt{2}}$，则得：

$$\overline{C}(x,t)=\frac{C(x,t)}{C_0}=\frac{1}{\sqrt{2\pi}}\int_{\frac{x-u\cdot t}{\sqrt{2\cdot D_L\cdot t}}}^{\infty}e^{-\frac{\eta^2}{2}}d\eta=\Phi\left[-\frac{x-u\cdot t}{\sqrt{2D_L\cdot t}}\right]=1-\Phi\left[\frac{x-u\cdot t}{\sqrt{2D_L\cdot t}}\right] \tag{10-6}$$

式中的 Φ 为正态分布函数。其数学期望 $m=u\cdot t$，标准差 $\sigma=\sqrt{2D_L\cdot t}$。

查正态分布表，$\Phi(1)=0.841$，$\Phi(-1)=0.159$。当 $\frac{x-u\cdot t}{\sqrt{2D_L\cdot t}}=1$ 时，$x-u\cdot t=$

$\sqrt{2D_L \cdot t}=\sigma$，$x=u\cdot t+\sigma$，此时有 $\overline{C}=\frac{C}{C_o}=1-\Phi(1)=1-0.841=0.159$；当 $\frac{x-u\cdot t}{\sqrt{2D_L\cdot t}}=-1$ 时，$x-u\cdot t=-\sqrt{2D_L\cdot t}=-\sigma$，$x=u\cdot t-\sigma$，此时有 $\overline{C}=\frac{C}{C_o}=1-\Phi(-1)=1-0.159=0.841$。

因此，根据实际试验观测资料，作出某一时刻 t 的相对浓度 $\frac{C}{C_o}$ 和距离的关系曲线（图 10-5），在图上分别找出 $\frac{C}{C_o}=0.841$ 和 $\frac{C}{C_o}=0.159$ 的二个点，求得其横坐标 $x_{0.841}$ 和 $x_{0.159}$，由上述分析可知，$x_{0.841}=u\cdot t-\sigma$，$x_{0.159}=u\cdot t+\sigma$，故 $x_{0.159}-x_{0.841}=2\sigma=2\sqrt{2D_L\cdot t}$，所以有：

$$D_L=\frac{1}{8t}\left(x_{0.159}-x_{0.841}\right)^2 \tag{10-7}$$

由于对某一时刻 t，室内试验时要作出 $\frac{C}{C_o}\sim x$ 图和确定 $x_{0.159}$、$x_{0.841}$ 需要在不同距离的岩土样柱断面设置取样管取样分析（在野外需要很多观测孔），因此式（10-7）应用起来有颇多不便。因为，室内试验时通常是在一个固定点 x 处（一般是岩土柱未端）的不同时间取样（在野外通常是利用一个观测孔不同时间的观测资料），此时 x 为常量，t 为变量。下面导出该种情况下的计算公式。

根据试验资料，绘制 $\frac{C}{C_o}\sim t$ 关系曲线图（图 10-6），令 $t_{0.159}$ 和 $t_{0.841}$ 分别表示 x 处

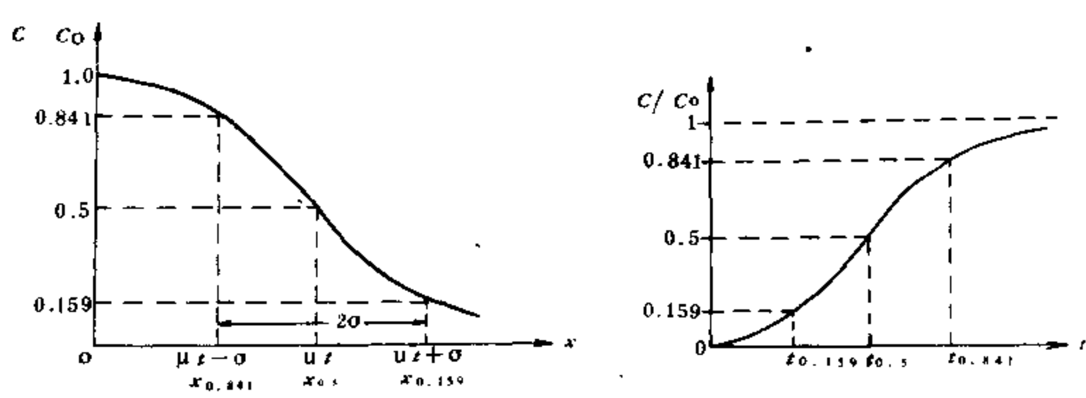


图 10-5　某一时刻相对浓度随 x 的变化曲线图　图 10-6　某一固定点 $\frac{C}{C_o}\sim t$ 关系曲线图

（岩土柱未端）的相对浓度达到 0.159 和 0.841 的时间。则当 $\frac{C}{C_o}=0.159$ 时，有 $\frac{x-u\cdot t_{0.159}}{\sqrt{2D_L\cdot t_{0.159}}}=1$，当 $\frac{C}{C_o}=0.841$ 时，有 $\frac{x-u\cdot t_{0.841}}{\sqrt{2D_L\cdot t_{0.841}}}=-1$。因此，在曲线上找出 $\frac{C}{C_o}=0.841$ 和 $\frac{C}{C_o}=0.159$ 二个点，查出其横坐标 $t_{0.159}$ 和 $t_{0.841}$，则有 $\frac{x-u\cdot t_{0.159}}{\sqrt{2D_L\cdot t_{0.159}}}-\frac{x-u\cdot t_{0.841}}{\sqrt{2D_L\cdot t_{0.841}}}=2$，故，在一个固定点 x 处弥散系数的计算公式为：

$$D_L=\frac{1}{8}\left[\frac{x-u\cdot t_{0.159}}{\sqrt{t_{0.159}}}-\frac{x-u\cdot t_{0.841}}{\sqrt{t_{0.841}}}\right]^2 \tag{10-8}$$

如果过渡带宽度（即$\frac{C}{C_o}=0.841$处的$x_{0.841}$与$\frac{C}{C_o}=0.159$处的$x_{0.159}$间的距离$e=2\sigma$）与岩土样柱的长度相比很小，$t_{0.159}$和$t_{0.841}$可以粗略稳定为$t_{0.5}$，即$\frac{C}{C_o}=0.5$的点$x_{0.5}$以平均速度u移动，所以$x_{0.5}=u\cdot t_{0.5}$，(10—8)式中的$\sqrt{t_{0.159}}$和$\sqrt{t_{0.841}}$可近似地用$\sqrt{t_{0.5}}$来代替，则(10-8)式变为：

$$D_L=\frac{u^2}{8t_{0.5}}\ (t_{0.841}-t_{0.159})^2 \tag{10-9}$$

因为岩土样柱未端单位横断面被驱替出来的流体体积$V=u\cdot t$，故也可用被驱出流体积代替对时间的测量，(10-9)式可变为：

$$D_L=\frac{u}{8V_{0.5}}\ (V_{0.841}-V_{0.159})^2 \tag{10-10}$$

式中：$V_{0.159}$、$V_{0.5}$、$V_{0.841}$分别是岩土样柱未端相对浓度达到0.159、0.5和0.841时被驱替出的流体体积。

(2) 脉冲注入

在半无限长砂（土）柱中（即把砂土样装在长度为50cm以上的有机玻璃、硬质塑料或金属筒内），一次瞬时脉冲注入示踪剂溶液（浓度为C_o），随后注入清水推进，并保持定水头。观测砂（土）柱未端示踪剂溶液浓度随时间的变化，直至出现最高峰值浓度后示踪剂又完全消失为零。该种情况下，可视为瞬时源、半无限长砂柱中示踪剂的一维弥散。其数学模型与（8-31）—（8-34）式相同，其解为（8-35）式。与上述推演类似，根据（8-35）式，且由弥散引起的过渡带变化很小时，可导出计算弥散系数（D_L）的公式：

$$D_L=\frac{x^2-u^2t_{max}\ (t_{max}-t_b)}{2\ (t_{max}-t_b)} \tag{10-11}$$

式中：x——测量点的横坐标；t_{max}——最大值浓度出现的时间；t_b——脉冲注入示踪剂的时间；u实际平均流速。

试验时，应按一定时间间隔，在砂柱未端观测示踪剂浓度的变化，作出$\frac{C}{C_o}\sim t$曲线或$C\sim t$曲线，根据曲线确定t_{max}，

2. 未端$\overline{C}$ (t) 曲线微分法

这种方法是通过求出岩土样柱未端$\overline{C}$ (τ) 曲线的微分并绘出$\frac{\partial \overline{C}}{\partial \tau}\sim\tau$曲线（图10-7），这里$\tau$是一个无量纲时间，$\tau=\frac{v\cdot t}{n\cdot l}$，$l$为岩土样柱长度，弥散系数$D$可按下式计算：

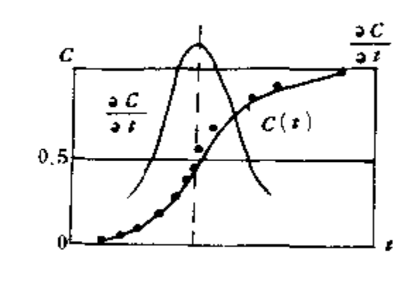


图10-7 计算曲线$\overline{C}$ (τ) 微分图

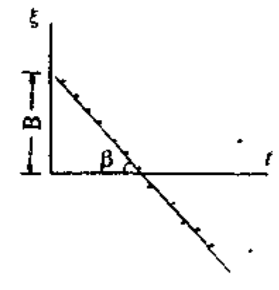


图10-8 ξ (t) 关系图

$$D=\frac{v \cdot l}{4\pi \ (\frac{\partial \overline{C}}{\partial \tau})_{\overline{C}=0.5}} \tag{10-12}$$

式中：$(\frac{\partial \overline{C}}{\partial \tau})_{\overline{C}=0.5}$是指$\overline{C}=0.5$的点上的偏导数$\frac{\partial \overline{C}}{\partial \tau}$。因此，这种方法计算$D$值仅运用了$\overline{C}=0.5$附近的出口曲线段。

3. 据C（t）曲线上个别点计算D的方法

前述公式（8-28），可以改变为求D的形式：

$$D=\frac{n}{t}\ (\frac{x-vt/n}{2\zeta})^2 \tag{10-13}$$

式中：$\zeta=\sqrt{t}\,\text{arcerf}(1-2\overline{C})$。只要利用任一时刻$t_i$和相应$\overline{C}_i$便可以计算出$D$来，参数$\zeta$可由erf（$\zeta$）函数表中反查求得。也可利用两个试验点的资料$t_1$、$\overline{C}_1$和$t_2$、$\overline{C}_2$，消去公式中的$x$，计算$D$值的公式变为：

$$D=\frac{v^2}{4\pi}\ (\frac{t_2-t_1}{\zeta_1\sqrt{t_1}-\zeta_2\sqrt{t_2}}) \tag{10-14}$$

如果个别点较分散时，用这种方法误差较大。

4. 对$\overline{C}$（t）曲线线性化基础上的方法

公式（8-28）可写成下列形式：

$$\zeta=\sqrt{t}\,\text{arcerf}(1-2\overline{C})\ =\frac{x}{2\sqrt{D}}-\frac{u}{2\sqrt{D}}\cdot t \tag{10-15}$$

在具体试验中，x、D、n、V都是一定的数值，则ζ与t是线性关系。ζ值按试验中所有的$\overline{C}$和t的资料计算，并且绘出ζ与t的关系图（图10-8），则弥散系数D按下式计算：

$$D=l/4n\text{tg}^2\beta \tag{10-16}$$

或

$$D=x^2/4B^2 \tag{10-17}$$

式中：$\text{tg}\beta=\frac{u}{2\sqrt{D/n}}$，即直线$\zeta$（$t$）对$t$轴的角系数（斜率），可由图解法求得；$B$为该直线在纵坐标轴上的截距。这种方法运用了全部实验资料，可以得到较好的结果。

（五）吸附参数的测定

研究污染物运移时，须考虑吸附作用，并测定吸附参数。一般是测定均衡吸附条件下的分配系数β（$\beta=\frac{C_o}{N}$，C_o——溶液的极限均衡浓度；N——吸附容量）。

用前述图10－4的仪器装置可以测定有渗透弥散时的吸附参数。试验方法基本同前，只是在供给的污水（指示剂溶液）中不仅含有非吸附的组分（如氯离子），同时还含有吸附的组分。其初始浓度分别为$C_o^{非}$和$C_o^{吸}$。不断测定出口和不同试验段两种组分浓度随时间的变化，并将观测浓度换算为相对浓度$\overline{C}^{非}=\frac{C^{非}}{C_o^{非}}$，$\overline{C}^{吸}=\frac{C^{吸}}{C_o^{吸}}$，并整理绘成$\overline{C}^{非}$（$t$）和$\overline{C}^{吸}$（$t$）曲线图及经过同一时刻$t_i$的$\overline{C}^{吸}$（$x$）图。

吸附组分出口曲线$\overline{C}^{吸}$（t）按其形状与非吸附组分出口曲线$\overline{C}^{非}$（t）相似（图10-9），但在时间上“错动”一个Δt值。这表明是均衡吸附的特征，并可由这两种曲线采用曲线对比法计算参数β。

在溶液浓度 $\overline{C}=0.5$ 的点上岩土样中的液体运动速度为：

非吸附组分：　$u_{非}=l/t^{非}_{c=0.5}$

吸附组分：　$u_{吸}=l/t^{吸}_{c=0.5}$

式中，l 为试样长度；$t^{非}_{c=0.5}$・$t^{吸}_{c=0.5}$为非吸附和吸附组分在渗流中半浓度出现的时间。这两个时间的差为 Δt，则：

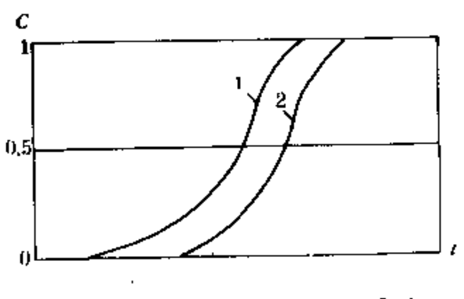


图 10-9　不受吸附的（1）及受吸附的（2）组分末端曲线

$$\Delta t=l\left(\frac{1}{u_{吸}}-\frac{1}{u_{非}}\right)$$

对于非吸附组分来说，在 $\overline{C}=0.5$ 处的运动速度应与平均流速相等，则：

$$u_{非}=u$$

而对吸附组分来说，在 $\overline{C}=0.5$ 处的运动速度与 $u_{非}$ 有下列关系：

$$u_{吸}=u_{非}\frac{\beta}{1+\beta}$$

以此式代入前式整理得：

$$\Delta t=\frac{l}{u_{非}\cdot\beta}=\frac{n\cdot l}{u\cdot\beta}$$

则分配系数 β 为：

$$\beta=\frac{n\cdot l}{u\cdot\Delta t} \tag{10-18}$$

如果仅用吸附组分进行该种试验，即只有吸附组成的曲线，则在均衡吸附时的分配系数可用下式计算：

$$\frac{1}{\beta}=\frac{u}{x}\left(\frac{t_1\zeta_2-t_2\zeta_1}{\zeta_2-\zeta_1}\right)-1 \tag{10-19}$$

式中：$\zeta=\sqrt{t}\,\mathrm{arcerf}(1-2\overline{C})$；$t_1$、$t_2$——两个时刻的时间；$\overline{C}_1$、$\overline{C}_2$——曲线上相对于两个时刻的相对浓度。

为了充分利用试验资料，也可以象测弥散系数时一样，对 $\overline{C}$（t）进行线性化，用图解法计算吸附参数。

另外，也常用均衡法研究岩土样的平衡吸附作用和测定吸附参数，试验装置如图 10-10 所示。原状土样装于管 1（管底应透水），把初始浓度为 C_o 的一定体积的溶液缓缓地倒入容器 3，以毛细上升的形式饱和试样，测定饱和土样的溶液体积。土样饱和后，慢慢地一滴滴地使溶液从上而下渗过原状土，底部装一过滤器，加一个漏斗，收集滤出液 W_i，测定其浓度 C_i。开始时，由于吸附作用 $C_i<C_o$，以后其差别逐渐缩小，到 $C_i=C_o$ 时，试验结束。这样，可根据均衡关系计算每单位有效孔隙空间的吸附量：

$$N=\left(C_oW-\sum_{i=1}^{k}C_iW_i\right)\delta/p\cdot n \tag{10-20}$$

式中，N——单位有效孔隙空间的吸附量，单位为 mg/cm³；p——原状土样重，单位为 g；δ——土样容重，单位为 g/cm³；W——由下而上耗于饱和土样的溶液体积，单位为 cm³；C_o、C_i——某组分的浓度，单位为 mg/cm³；n—有效孔隙度。

被吸附组分的量 q（g/100g 土样）可由下式表示：

$$q=\frac{(C_oW-\sum_{i=1}^{k}C_i\cdot W_i)}{p}\times 100 \quad (10\text{-}21)$$

分配系数：

$$\beta=\frac{C_p}{N} \quad (10\text{-}22)$$

式中：C_p 为测得的平衡浓度。用不同的 C_o 进行一系列试验，便可绘出 N (C_p) 图，并可确定吸附等温线的性质及参数。

亦可用此装置研究地下水渗透时，某组分自土样解吸作用。为此，用蒸馏水或天然地下水淋滤饱和了某种组分的土样，直至 $C_i=0$ 为止，算得该组分总吸附量与淋出量之差，以此表示解吸程度。

图 10-10　用均衡法研究吸附的试验装置示意图

1. 装土样的管；2. 注入溶液；3. 供土样毛细饱和的溶器；4. 滤出液

二、野外试验及有关参数测定

虽然用实验室的方法能进行模拟试验和测定有关参数，但与野外现场实际情况还有一定距离，尤其是有关参数的测定结果往往与野外出入较大，有时相差达数量级，特别是弥散系数差别更大。因此，野外试验方法及有关参数的测定是很重要的。

野外环境水文地质试验有多种，如弥散试验、淋溶试验、污水追踪试验、污水回渗试验、抽水试验、注水试验、流速流向测定试验、地下含水层储能试验、潜水水量垂直均衡试验等。这里我们主要讲述最重要最常用的弥散试验，其它试验参看有关书籍。

弥散试验的目的是研究污染物在地下水中运移时其浓度的变化规律，并通过试验测定弥散参数。野外弥散试验的方法原理基本上都是通过钻孔投放示踪剂（或称指示剂），观测示踪剂随空间、时间的变化，根据观测资料，选用相应的数学模型计算弥散参数。野外弥散试验方法按所用钻孔的多少又可分为单井法和多井法两种，下面主要介绍这两种方法。

（一）单井脉冲法弥散试验

单井脉冲法就是利用一个完整井，在整个含水层深度内用一定量的放射性示踪剂压入含水层，然后用压入的淡水推进，最后又从井中抽水，把示踪剂抽回到井中。不断观测井中不同深度放射性示踪剂的浓度随时间的变化，以及同一时间浓度随深度的变化。根据这些观测资料便可以计算每个层的弥散系数，并可得到岩层的相对渗透性的数据。这种方法一般只适合于研究 2—4 米局部范围的弥散系数。

1. 试验的设备装置及方法步骤

试验孔是一个装有过滤器的完整孔，放射性示踪剂从一个带筛孔的压力计中注入含水层。用探头沿整个孔深测定放射性浓度，探头通过固体介质发光的过程测定浓度，发出的脉冲通过电缆被积分仪和计算器接收。记录仪自动绘出脉冲曲线（图 10-11）。

试验可按四个步骤进行：

(1) 从钻孔中抽水，当抽出水的浓度（活度）保持不变时，则停止抽水；

(2) 接着开始向含水层注入示踪剂溶液；

(3) 一定时间后，以同样的流量注入非示踪水，以推进示踪水。

(4) 把水从含水层抽回到井孔中，并观察研究每层中倒流的放射晕。

每一步都必须缓慢地进行，以保证绘制记录曲线的时间。

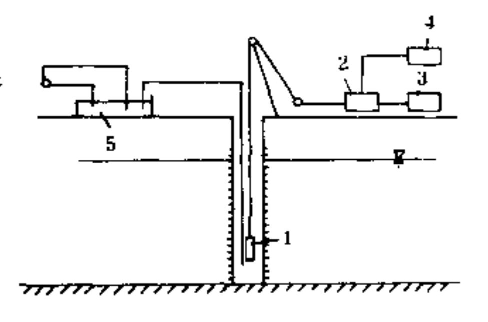


图 10-11　单井脉冲法装置示意图
1—探头；2—积分仪；
3—计算器；4—记录仪；5—混合箱

2. 示踪剂的选择

常用下列放射性物质作为示踪剂：(1)^{82}Br，半衰期 $T_{\frac{1}{2}}=36$ 小时，能量峰值＝0.78—1.47MeV（百万电子伏特）；(2)^{131}I，$T_{\frac{1}{2}}=8.05$ 天，能量峰值＝0.36—0.64MeV；(3) ^{51}Cr，$T_{\frac{1}{2}}=27.8$ 天，能量峰值＝0.32MeV。

使用较多的是^{131}I 和^{82}Br，它需要的浓度很低，不超过每升数微居里。这些同位素分别以钠溴化物 NaBr 的形式和钠碘化物 NaI 的形式存在，常将其溶液装在医疗瓶中。用时只要用两个注射针头，从瓶中取出溶液与水混合即可作为示踪剂。这样的示踪剂具有下列非常明显的特点：(1) 半衰期短，浓度低，对野外工作人员和环境无任何危害；(2) 具有良好的可测性；(3) 它不改变水的密度。

3. 试验资料的分析和参数的计算

通过探头在井中移动所测得每个点的放射性浓度是下列因素的函数：(1) 井管中示踪剂的浓度；(2) 井周围示踪剂侵入含水层的体积。示踪剂在含水层中的弥散随各个地层的水动力特征而变化，如它易于在导水性好的地层中扩散，而在半渗透的地层中示踪剂的扩散则很小；(3) 从受侵的含水层中散发出来的体积辐射量，除与示踪剂的浓度有关外，还取决于有效孔隙度和固体质点的密度。因此，从试验所得曲线的分析便可大致了解介质的渗透性质。

参数的计算是在一般弥散方程的基础上，根据试验的具体条件进行简化，选用或导出适合的计算公式，或用有限差分法求得数值解。

单井脉冲法只能查明井附近 2—4 米范围内的弥散系数，而且当考虑地下水的天然流速时，其计算公式非常复杂。因而在实际工作中更多的是采用多井法。

（二）多井法弥散试验

多井法弥散试验的基本原理是，从一个井中投放示踪剂，在多个观测孔中测定示踪剂浓度随时间的变化，据此观测资料计算弥散系数。如果同时采用吸附的和非吸附的指示剂试验时，还可以计算吸附参数。

1. 指示剂（示踪剂）的选择

指示剂（示踪剂）的选择应考虑野外现场的具体条件和示踪剂的特性。一般，非吸附性的示踪剂可以选用电解液、染色剂和放射性物质。

使用最普遍的电解液是食盐（NaCl）和氯化铵（NH_4Cl），它们都具有较高的导电性和较弱的被吸附性，易于检测，而且也比较经济。电解液示踪剂只适用于淡水和透水性较好（渗透流速 $v>0.5—1m/d$）的含水层中。因为矿化水加入电解液后，变化不明显，透水性弱的含水层，加入电解液以后，地下水的粘滞性较大，含水层的透水性变得更弱。所以这种情况下，电解液也不宜采用。另外，对于电解质的浓度应有所限制，一方面应当使它具有比在天然水中的背景浓度有明显较高的值，以便于观测，但另一方面，由于数量太大会改变混合物的密度、粘度，在计算上带来麻烦。因此，当地下水的矿化度不高时，电解质的浓度一般以 3—5g/L 为宜。

常用的染色剂示踪剂有萤光染料、亚甲基蓝、玫瑰精 B 等。它们具有成本低、灵敏度高、易于检测等优点，但是较易被固体物质吸附。所以一般只在运移距离较短或含水层透水性好的情况下使用。染色剂所用的浓度取决于岩石的透水性，一般情况可参考表 10-5。

表 10-5　染色剂适宜浓度（g/L）（据 Ф. M. 鲍契维尔，1979）

岩　　石	萤光染料	亚甲基蓝	玫瑰精 B
松散岩石	0.1—0.2	0.5—1.0	0.02—0.04
裂隙、岩溶岩石	0.1—0.2	0.5—2.0	0.02—0.1

放射性示踪剂使用较多的是人工放射性同位素^{131}I，具有方便、需要量小、可测性好的优点。但为了防止其危害，一般不能用于饮用的地下水中做试验。

为了测定吸附参数最好是用实际的污水来进行试验，如果不可能得到时可用人工配制的溶液来代替。但应注意，剧毒性的组分不能用来做试验，要注意不要因试验而使水源地受到污染。

2. 试验地点的选择

在选择试验地段以前，应对区域水文地质条件和污染情况有详细的了解，以便选择最有意义和最有代表性的地段来进行试验。一般，试验场地应选择在可能受到污染但目前还没有明显污染的地段，而且试验地点的地质、水文地质条件清楚，基本水文地质参数齐全，岩性具有代表性。

3. 试验方法

根据试验时渗流场的状况，弥散试验方法有两种：

（1）天然状态法。即利用地下水天然流场的弥散进行试验。具体方法是在一个钻孔中投入示踪剂，在投剂孔的下游一个或几个观测孔中观测水中示踪剂的含量随时间的变化。这种方法只适用于在地下水天然流速较大的情况，否则就不能在短时期内完成试验。该种情况下，观测孔重点布置在地下水流向的下游一定半径的圆周上〔图 10-12 (a)〕，同心圆的半径可采用 3m、5m 或 8m 不等，在卵砾石含水层中的半径还要大些，如 7m、15m、30m。

（2）注（压）水法。亦称附加水头法或人工流场法。该方法是将含有示踪剂的水从投剂孔中压入或注入，产生附加水头，造成一个放射状的人工流场，在投剂孔不太远的周围布置几条观测射线，以观测地下水中示踪剂含量随时间的变化。这种方法主要在地下水天然流速较小的情况下适用。观测孔一般采用以试验孔为中心的十字型剖面布置

〔图 10-12（b)〕，条件简单时，可在压（注）入孔的周围沿 1—3 条射线布置观测孔．每条线上 2—3 个孔，孔距多为 5m 或 10m。

根据示踪剂的输入方式，弥散试验方法又可分为两种：(1) 连续注入（输入）法。就是将一定浓度的示踪剂溶液，以定流量连续不断地注入（输入）到井孔中，示踪剂是长期的、稳定的、连续点源。这在计算上比较方便，但需要耗费大量示踪剂，不但不经济，

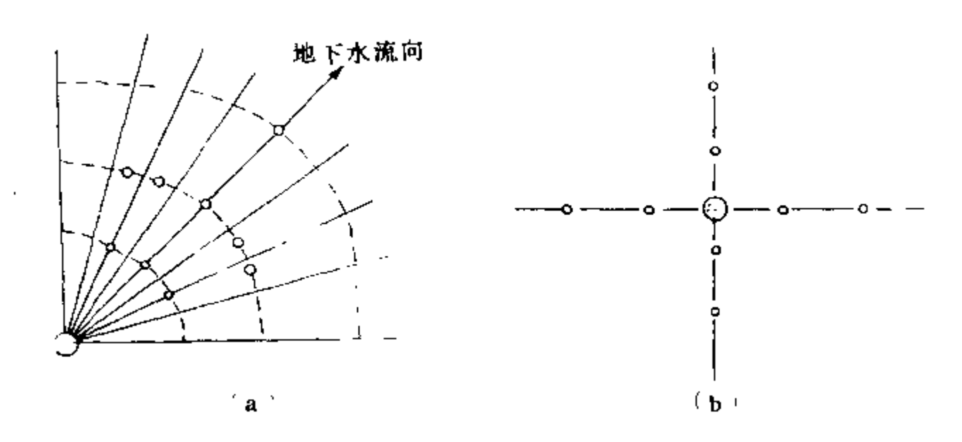


图 10-12　弥散试验注入井与观测孔布置示意图

(a) 观测孔布置在地下水下游主流向及其两侧不同半径的同心园上

(b) 观测孔以注入井为中心，呈十字形布置

◎——示踪剂注入井；　　。——观测孔

而且对地下水质也有影响；(2) 脉冲注入（输入）法。即将示踪剂瞬时或短时脉冲式注入（输入）井孔。示踪剂是短期的、暂时点源。在注入示踪剂以前和以后，都可以注入清水来代替示踪剂。一般，弥散试验时多用此法注入（输入）。具体方法是，试验时开始用不含示踪剂的清水（净水），以定流量 Q 注入主孔，在观测孔中观测水位变化，以达到似稳定状态，便于计算含水层的水动力参数。从某一时刻开始（可取 $t=0$），以同样的定流量 Q 向主孔注入含有示踪剂的溶液，经过较短的时间（t_b）以后，又换为注入清水（净水）以推动示踪剂的运动，直到试验结束为止。注入示踪剂以后便在观测孔中不断地观测水中示踪剂含量随时间的变化。

弥散试验时应注意，投放孔和观测孔必须都是完整井，并且揭露同一含水层。试验过程中应定时、定深、定位进行观测。示踪剂浓度的测定最好采用电测或其它直接在钻孔中测定的方法，也可以从观测孔中取少量的水样进行野外分析测定。

4. 参数计算

(1) 天然流场（投入示踪剂）弥散试验的参数计算

在示踪剂脉冲输入、天然流场状态下，可用（10-11）式近似计算弥散系数 D，即：

$$D\approx\frac{x^2-u^2\cdot t_{max}\ (t_{max}-t_b)}{2\cdot\ (t_{max}-t_b)} \tag{10-23}$$

式中：x——观测孔距投剂孔的距离；u——地下水平均实际流速；t_{max}——观测孔中最大浓度出现的时间；t_b——示踪剂脉冲输入的时间；。用（10-23）式计算 D 时，需先求出实际平均流速 u。

Φ. M. 鲍契维尔（1972）提出直接根据观测孔中所得的 C（t）曲线（图 10-13），通过改变坐标可以用图解法确定弥散参数。如果用吸附的和非吸附的两种指示剂同时做试验，还可确定吸附参数。

计算步骤如下：

①从 C（t）曲线上选出数对 C 和 t 值的点，其中必须包括峰值点（C_{max}，t_{max}），在下列坐标上作图：

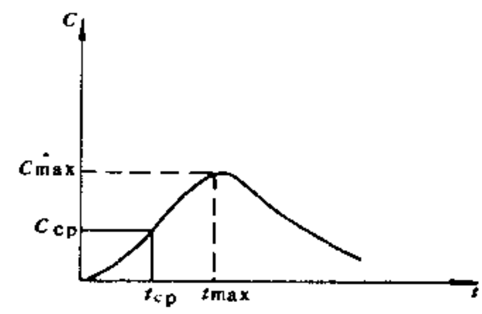
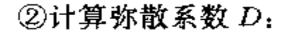


图 10—13　C（t）曲线图

纵坐标轴 $y=\ln\frac{C_{max}\sqrt{t_{max}}}{C\cdot\sqrt{t}}+\frac{t-t_{max}}{2t}$

横坐标轴　$x=\ (t-t_{max})^2/t$

这些点应当分布在一条直线上，其斜率为 i（纵横轴的比例尺应当一致）。



②计算弥散系数 D：

$$D=x^2\cdot n/4\ [it_{max}^2+\frac{t_{max}}{2}] \tag{10-24}$$

③确定吸附参数 β：按上述方法分别求出非吸附的弥散系数 $D_{非}$ 和吸附指示剂的弥散系数 $D_{吸}$，然后按下式计算分配系数 β：

$$\beta=D_{吸}/\ (D_{非}-D_{吸}) \tag{10-25}$$

（2）压（注）入示踪剂（人工流场）弥散试验的参数计算

当在井孔中压入（注入）含示踪剂的溶液和水，形成人工流场进行弥散试验时，弥散系数可按下式确定：

$$D=\frac{Q}{4\pi m}\frac{(t_{cp}-t_{max})}{t_{max}} \tag{10-26}$$

式中：Q——压入溶液的流量；t_{cp}——观测孔 $C(t)$ 曲线拐点处的时间（图 10-13）；t_{max}——观测孔的 C（t）曲线上最大浓度 C_{max} 出现的时间，m——含水层厚度或过滤器的长度。

吸附参数中分配参数 β 的确定与（10-25）式相同。

第五节　环境水文地质监测（地下水质监测）

地下水水质监测是进行地下水环境质量评价的基础工作，是研究地下水质量变化和预测的重要手段，也是开展地下水环境保护和管理工作的前提。根据目的、任务不同，地下水质监测可分为区域性基础监测和专门性监测两种。地下水质监测的重点是地下水污染监测。

由于地下水质量的变化是由多方面因素控制的，所以在进行地下水质监测的基础上，为研究地下水的质量变化规律，应充分收集利用有关部门对大气降水、地表水、污水的监测资料，没有监测资料的地区，必要时应在地下水的主要补给区和排泄区适当设置少量的大气降水，地表水和污水的监测点，以取得进行评价所需要的资料。

一、地下水质监测网的布置

由人类活动引起的地下水的污染，它的物质成分和扩散规律，决定于污染源的性质、

污染途径和地下水的水动力条件。一般说来，人类活动对地下水质量的影响，在强度上比自然作用大，在规模和范围上比自然作用小，污染物分布范围相对不大，很少形成大面积区域性污染，污染物的浓度通常由污染源向下游逐渐减少。

地下水质监测网的布置，应控制不同的水文地质单元、不同的含水层（组），特别是易污染层，监测重点是主要供水目的层及已污染的含水层。对地下水污染的监测，应考虑污染源的分布和扩散形式，环境水文地质条件，地下水的开采情况和区域水化学特征等因素。一般说来应当采取点面结合的方法，抓住重点污染地段，并对整个研究区作适当控制，监测的主要对象应该是重点污染区、重要的供水水源地以及污染物危害大、排放量大的污染源。监测点网的布置方法应根据污染物在地下水中扩散形式来确定。

1. 渗坑、渗井在含水层渗透系数大的地区往往形成条带状污染。监测点应平行和垂直地下水流向布置成“十字”型监测断面（图 10-14），其范围包括重污染区、轻污染区以及污染物扩散边界，监测点距离由密而疏。相反，渗坑、渗井在含水层渗透性能很弱、地下水径流条件差的地区往往形成点状污染扩散，污染物迁移以分子扩散为主，运动缓慢，污染范围小，监测点应在渗坑、渗井附近布置。

2. 带状污染扩散，是污染物沿河渠渗漏污染扩散的形式，监测点应根据河渠状况、地质结构，在不同的水文地质单元的河渠段上，垂直于河渠布设监测断面（图 10-15）。

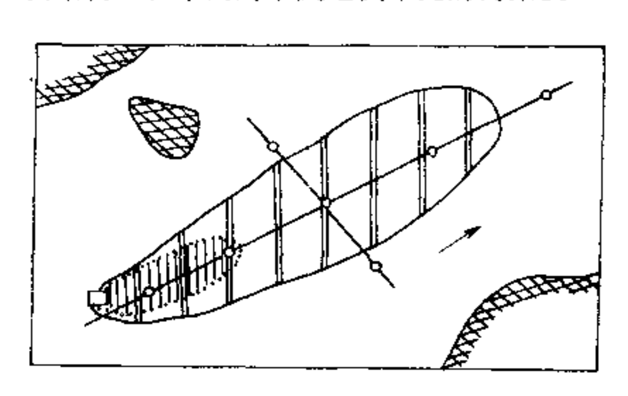


图 10-14　污水渗坑监测断面布置示意图
（引自北京市地质局的资料，1977）
1—重污染区；2—轻污染区；3—监测点及监测线；4—地下水流向；5—基岩山区；6—污水渗坑

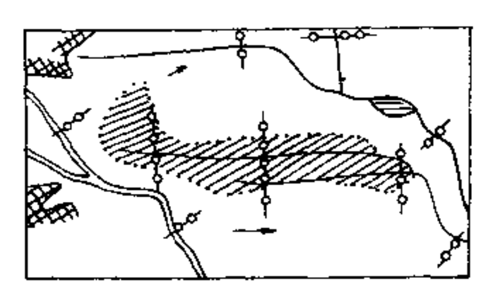


图 10-15　河渠污水渗漏污水监测断面布置示意图
（引自北京市地质局的资料，1977）
1—地下水污染区；2—监测点线；3—河流；4—沟渠水塘；5—地下水流向；6—基岩山区

3. 面状（块状）污染扩散区，多是缺乏卫生设施的居民区和污灌区地下水污染的主要特征，是大面积垂直污染的一种扩散形式，污染的范围和程度随有害物质的迁移能力、包气带土壤的性质和厚度而定。此种情况，应采用网格状布置监测点线。污染重的地区多布，污染轻的地区少布。

4. 侧向污染扩散，是地下水开采漏斗附近污染源的一种扩散形式（包括海水入侵）。污染物在地下水中扩散受开采漏斗的水动力条件和污染源的分布位置的控制。监测点应

在环境水文地质条件变化最大的方向和平行地下水流向布置。在接近污染源分布的一侧和开采漏斗的上游，应重点监测，在整个漏斗区可以适当的布置控制点。

监测井点必须要有代表性，其基本水文地质资料齐全，取水结构清楚，并可保持监测时间的连续性。要选用常年使用的生产井或泉作为水质监测点，以保证水样能代表含水层的真实成分，在无生产井的地区，应布设少量的水质监测孔，井孔结构最好符合分层采样监测的要求。

二、水质监测项目的确定

地下水质监测项目的确定应按地下水污染的实际情况和监测的目的任务而定，根据地下水污染的一般特征和当前的监测水平，按一般环境质量评价的要求，监测项目大体上可分为三类：

1. 地下水常规组分监测：包括 K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、HCO_3^-、SO_4^{2-}、Cl^-、pH 值、溶解性总固体、总硬度、NO_3^-、NO_2^-、NH_4^+、COD 等。

2. 有害物质监测：应根据工矿企业类型及主要污染物确定监测项目。一般常见的有：Hg、Cr、Cd、Pb、As、F、Se、Cu、Fe、Zn、酚（C_6H_5OH）、CN^-、有机有毒物质以及工业排放的其它有害物质。

3. 细菌监测：主要是细菌总数和大肠菌群，可取部分控制点或主要水源地进行监测。

三、主要技术要求

水质监测点的密度可根据工作比例尺、环境水文地质条件及环境水文地质问题的复杂程度而定。一般1：10万、1：5万、1：2.5万监测点的数量可考虑1平方公里设0.1—1个。

水质监测频率应根据不同目的、任务而定。一般每年采样2次，即在地下水的枯水期与丰水期各采一次。根据具体情况，采样次数可适当增加，如每年采样4次，即在枯水期、丰水期、平水期和冰冻期各采一次，或每季度采样分析一次。在已了解水质变化规律的情况下也可1—2年采样一次。

为了保证精度，同一水文地质单元应力求在同一时间内对各监测点集中采样和分析。

对水中不稳定的组分要在现场加保护剂（表10-3），对水中某些极易变化的成分和水的某些物理指标，如 pH、Eh、游离 CO_2、NO_2^- 等要尽量在现场进行测定。

每个监测点都要建立档案卡片，并编制统计分析表。

第六节　资料整理与环境水文地质勘查成果

在环境水文地质调查、勘探、试验、监测等工作的基础上，通过对全部实际资料的认真校核、编录、整理和综合分析，应全面、系统地编写出工作成果。工作成果一般可分为年度（或阶段）工作成果、综合研究成果和专题研究成果。但各种成果通常都应由图件与文字报告组成。

一、环境水文地质图件

图件是反映勘查成果的主要方式，是图解化的科学语言。任何目的的环境水文地质勘

查，皆需根据野外获得的实际资料编制成果图件。由于地下水是一种多变的编图对象，再加上人为因素的影响，所以一般要用一系列图件组成的环境水文地质图系来表示地下水环境各方面的特征及防护措施。

（一）环境水文地质图件的种类

环境水文地质图系，一般包括以下四类图件：(1) 基础性图件：即反映地下水形成基础和环境水文地质条件的各种图件。如，地质图、第四纪地质地貌图、包气带岩性立体结构图、隔水层等厚线图、表层地质环境分区图、水文地质图（反映含水岩层、厚度、富水性、地下水位及埋深、化学成分）等；(2) 综合或专门性环境水文地质图件：即直接反映环境水文地质问题现状和进行评价的图件。如综合性环境水文地质图或分区图、地下水污染现状图、地下水污染程度图、地下水质量评价图等；(3) 单项特征性图件：即主要反映地下水环境某一项（有时为几项）特征的图件。如地下水中某种污染物含量分区图或等值线图，某种有害元素动态变化图、地下水污染源分布图及污染类型图、某种环境水文地质参数分区图等；(4) 保护与防治性图件：即对地下水环境进行保护及改善的图件。如含水层防污性能分区图、地下水污染防护分区图、地下水环境保护分区图、环境水文地质问题预测图、水文地质灾害与对策图等。

需要说明：(1) 上面所指图件全系平面图而言，实际上通常都还要编制主要方向的剖面图，用以说明某个方向或深部环境水文地质变化规律；(2) 在各项勘查成果的图系中，实际材料图都是不可缺少的。它不仅反映了我们所布置的勘查工作是否达到精度要求，也反映了调查工作量布置得是否科学合理；(3) 环境水文地质图件并不是固定的或同一的，需要根据勘查目的、任务、地区环境水文地质条件特点、所取得资料的数量和质量等来决定所应编制的具体图件。有时，对某些内容，也可编制成较小比例尺的镶图，附于主图旁侧。同一图系各图件之间所表示的内容应互相配合，不能彼此矛盾。

（二）环境水文地质图件的编制原则与方法

环境水文地质图件的编图原则与方法、有关图件的内容，目前尚无明确规定。其基本编图原则、方法和要求与传统的水文地质图是一样的。但环境水文地质图系的编图原则更强调：编图目的要有针对性，编图内容具易读性，编图形式具灵活性，编图成果具有时效性，图件的功能有广泛的实用性。要以不同详简度、不同的图件和形式针对性地满足不同用图者多层次的需要。编制图件的数量、制图范围和比例尺视制图目的、任务和具体条件而定。

根据编图内容不同，环境水文地质图件的编图方法主要有分区法、等值线法和网格法（方格大小以 $0.25km^2$ 或 $0.5km^2$ 为宜，按方格求出污染指数或水质指数，然后进行污染程度分区或地下水质量分区）等。表示方法主要用颜色、符号（面状符号、点状符号）和等值线。其中颜色的设色原则，一般采用蓝-绿-黄-桔-红组成的色系，来表示环境水文地质条件由好到差，水质由好变差，地下水由未污染到轻污染和重污染等。

各类环境水文地质图件的内容和具体编图方法，请参考有关文献和例图。下面仅对综合性环境水文地质图的编制作一简述。

综合环境水文地质图是综合反映一个地区环境水文地质条件和问题的图件，一般采

用分区法编制。

1. 环境水文地质分区原则和依据

（1）含水岩组的划分：孔隙水、裂隙水、岩溶水。

（2）地下水污染程度的划分：一般分为：未污染、轻度污染、中度污染、重度污染（表 10-6）。

表 10-6 地下水污染程度分级表

级	地下水污染程度	有害物质（污染物）检出情况
I	未污染	地下水中未检出有害物质
II	轻度污染	地下水中检出有害物质，未超标。地下水中局部或不经常检出有害物质。
III	中度污染	地下水中检出有害物质已超标，但超标倍数较小（一般小于 2），或地下水中经常发现有害物质，但仅造成局部或轻微的危害。
IV	重度污染	地下水中经常检出有害物质，超标倍数大（一般大于 2），或有害物质种类多，分布范围广，造成危害大。

一般情况下，可采用地下水类型和污染程度合并区划命名。如：砂砾石孔隙水严重污染区。

2. 亚区划分依据

（1）含水岩组富水性、渗透性。

（2）含水岩组覆盖层或中间隔水层岩性、厚度、颗粒大小、吸附性能。

（3）污染物种类：金属、非金属、常规组分的变化特征、性状（如挥发性、金属积累性等）。

综合环境水文地质图的分区一般用普染色表示，亚区采用接近的普染色表示，但层次要分明。其它内容可用花纹、符号、线条等予以表示。

综合环境水文地质图的图面负担不能过重，要和谐、实用、美观。必要时应附镶图或简要的说明表。

综合环境水文地质图一般还应附 1—2 个剖面图，以反映水文地质结构和垂向环境水文地质特征。

二、环境水文地质报告

环境水文地质报告是勘查成果的主要反映和集中体现。因此，报告必须准确、全面、客观地反映环境水文地质条件和问题，并对其做出正确评价。报告应力求论述简明、重点突出，文、图、表密切配合，结论明确，通俗实用。一般，综合性报告的主要内容有：

1. 前言：目的、任务、研究程度、工作完成情况等。

2. 区域自然地理、地貌、地质条件。

3. 环境水文地质条件：含水层分布规律，埋藏条件，补给、径流、排泄条件、水化学特征、含水层防污性能等。

4. 环境水文地质问题及其原因分析：如地下水污染的发生，演变规律及其影响因素的分析（包括污染范围、污染程度、污染原因、演变过程、污染动态分析等）。

5. 地下水环境评价。

6. 环境水文地质问题（如地下水污染等）的预测和防治。

7. 结论：主要结论、建议、存在的问题及对今后工作意见。

思考题及习题

1. 环境水文地质勘查的方法手段主要有哪些？与常规水文地质勘查相比有什么特征？

2. 等标污染负荷及等标污染负荷比的物理意义是什么？

3. 环境水文地质钻孔有几类？其布置原则是什么？

4. 环境水文地质试验有几类，在实验室如何测定弥散系数，野外弥散试验方法有几种，并说明其方法原理。

5. 水质监测网的布置原则和布置重点是什么？

6. 环境水文地质图件有几类？其编制原则和编制方法有什么特点，如何编制综合环境水文地质图？

7. 在较长的砂柱中做了一维连续注入示踪剂的试验，在距注入点 0.65m 的观测孔中测得了不同时间的相对浓度资料（表 10-7），渗流的实际速度为 28.37m/d。试根据表中数值求水动力弥散系数 D_L 和弥散度 α_L。

表 10-7　室内砂柱中一维连续注入示踪剂试验观测资料

t (min)	24	24.5	25	25.5	26	26.5	27	27.5	28
C/C_o	0.01	0.02	0.05	0.11	0.17	0.26	0.32	0.44	0.55
t (min)	28.5	29	29.5	30	30.5	31	31.5	32	32.5
C/C_o	0.65	0.73	0.79	0.86	0.9	0.94	0.96	0.98	0.99

8. 在均质细粒试样中做一维连续注入示踪剂模拟试验，在试验开始后 30 分钟时，各观测孔的数值如表 10-8 所示。渗流的实际流速为 1.2*cm/min*，试用作图法求水质弥散参数。

表 10-8　均质砂中一维连续注入示踪剂模拟试验观测资料

x (cm)	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60
C/C_o	0.99	0.98	0.96	0.90	0.84	0.74	0.60	0.44	0.30	0.16	0.07	0.02

注：x 为观测孔到示踪剂投放孔的距离

第十一章　地下水环境质量评价

地下水环境质量评价，必须在环境水文地质调查、地下水质监测和试验等工作的基础上进行。目前，评价的内容主要是水质，有时也考虑地质环境的质量。地下水环境质量评价按时间可分为现状评价和影响评价（或称预断评价），本章主要介绍这两种评价，以现状评价为重点。

第一节　地下水环境质量现状评价

地下水环境质量现状评价，是根据环境水文地质调查、监测资料，对一个地区地下水环境质量现状所做的评价。一般，环境质量评价即指现状评价。

一、评价因子的选择和评价标准

（一）评价因子的选择

在自然界中影响地下水质量的有害物质很多，因此，评价因子的选择，要根据研究区的具体情况而定。一般情况下，有以下几类：

1、常规组分：即构成地下水化学类型和能够反映地下水性质的常见组分，有 K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、HCO_3^-、SO_4^{2-}、Cl^-、NO_2^-、NO_3^-、NH_4^+、pH、溶解性总固体、总硬度、DO、COD 等。

2、常见的有毒金属和非金属物质：如 Hg、Cr、Cd、Pb、As、F、CN^-等。

3、有机有害物质：酚类、苯类、有机氯、有机磷、硝基、胺基化合物及其它工业排放的有机有害物质。

4、细菌、病毒等

各地区在评价地下水质量时，除第一类常规组分必须监测之外，要根据各地的水质状况和污染特点来选择评价因子。一般来说，应选用对地下水质量有决定作用的组分作为评价因子。有时，也可把对地下水赋存、运移和质量有直接影响的因素（如地表污染源、表层地质结构、水文地质条件、地下水开发现状等）作为评价因子的选择对象。

（二）评价标准

评价标准是地下水环境质量评价的前提和依据。目前，在国内一般有两种标准：一种是以地区的污染起始值或背景值作为评价标准，二是以国家饮用水标准作为评价标准。通常把以前者为标准的评价称为地下水污染现状评价，主要是评价地下水污染程度；把以后者为标准的评价称为地下水质量（现状）评价，主要是评价地下水质量的好坏以及它的适用性。应当指出，地下水从未污染，开始污染到严重污染以至不能饮用，是要经过一个从量变到质变的过程的，因此，从预防为主的方针来讲，以地下水污染起始值为

标准，能够有利于研究地下水污染从量变到质变的这一污染过程，并且还能弥补有些组分当前还没有饮用水标准的不足。但另一方面，以饮用水水质标准作为评价标准，把水的污染与它的利用直接联系起来，有较大的实用性。

地下水污染起始值，是指地下水质开始恶化时的污染物的起始含量，也就是某城市或地区地下水中该种污染物的最大本底值（最大区域背景值）。一般，可按下式确定：

$$x_o = \bar{x} \pm 2S = \bar{x} \pm 2\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(\bar{x}-x_i)^2}{n-1}} \tag{11-1}$$

式中：x_0——污染起始值，即最大区域背景值；$\bar{x}$——某种组分的天然平均含量（区域背景值）；x_i——某种组分的实际含量；n——样品数；S——标准偏差。

从理论上讲，背景值是不受人类活动影响的有关组分的天然含量。但在城市地区很难找到这种地下水，在这种情况下，背景值的含义实际上是不受人类活动明显影响的地下水有关组分的含量。它的明显特点是区域的差异性，随地质及水文地质条件而变。因此，背景值是指同一环境水文地质单元而言。所以在确定背景值之前，首先要划分环境水文地质单元（不能把有明显污染源的区域划为背景值统计单元之内）。然而对于发展几十年乃至上百年的城市和工业区，有时，测得背景值（天然本底值）是很困难的，一般可采用历史水质法确定，或选择与城市地质、地貌、水文地质条件相似的对照区，进行采样分析和调查统计确定背景值，用以代替城市或工业区的背景值（本底值）。

不论是以污染起始值（背景值）作为评价标准进行地下水污染现状（污染程度）评价，或是以饮用水水质标准作为评价标准进行地下水质量（现状）评价，其计算评价方法都是一样的，只是评价标准不同而已。下面重点介绍前者的计算评价方法。

二、一般统计法（浓度法）

这种方法是以检测分析的最低检出线和评价标准（背景值）为依据，将监测点各指标的含量划分为未检出（低于最低检出线）、检出（高于最低检出线）、超标（高于评价标准），并按下述公式计算监测井点或监测样品的检出率和超标率：

$$检出率(\%) = \frac{检出的监测点数量}{监测点总数} \times 100\% \tag{11-2}$$

$$超标率(\%) = \frac{超标的监测点数量}{监测点总数} \times 100\% \tag{11-3}$$

根据计算结果，进行地下水污染程度的评价。该方法常常同环境水文地质制图法联合使用，即根据各监测点的检出值，编制含量分区图，并求出检出面积和超标面积。

该种方法主要适用于环境水文地质条件简单、污染物质比较单一的地区，往往在环境质量评价的初期使用，或与其它方法（如指数法等）结合使用。

三、指数法

指数法是把水质监测值与评价标准作比较，求出一定形式的比值的计算方法。如前所述，地下水污染评价是以地下水污染起始值或背景值为标准，其计算结果称污染指数，

而地下水水质评价以饮水标准为标准，计算结果称为水质指数，二者计算公式的形式都是相同的。故下面仅介绍污染指数及计算方法。

（一）单项污染指数

单项污染指数是指某一污染物的污染指数。当污染起始值（或背景值）为单值（含量平均值）时，其计算公式为：

$$P_i=\frac{C_i}{S_i} \tag{11-4}$$

式中：P_i——单项污染指数，无量纲；C_i——某污染物的实测含量；S_i——污染起始值（背景值）或对照值。当背景值为含量区间时，其计算公式为：

$$P_i=\frac{|C_i-\overline{S}|}{S_{max}-\overline{S}} \tag{11-5}$$

式中：$\overline{S}$——背景含量区间的中值；S_{max}——背景值（或对照值）含量区间的最大值。其它符号意义同前。

单项污染指数能对各种污染组分进行分别评价，即能评价地下水受某一污染物污染的程度。当 $P_i \leqslant 1$ 时为未污染，$P_i>1$ 为污染，且 P_i 值越大，污染越重，并可按 P_i 值大小进行地下水污染程度分级。如分为未污染、轻污染、中污染和重污染。单项污染指数的优点是直观、简便。缺点是不能反映地下水整体污染情况。

（二）综合污染指数

为全面评价地下水中各种污染因子综合作用的结果和地下水污染状况，需根据水中多种污染物的含量，计算综合污染指数。目前国内外采用的综合污染指数的种类很多，我们主要介绍常用的综合污染指数计算模式。

1. 叠加型（累计型）与均值型综合污染指数

叠加型（累计型）综合污染指数的计算式为：

$$P=\sum_{i=1}^{n}P_i=\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{S_i} \tag{11-6}$$

式中：P——综合污染指数，无量纲；P_i——单项污染指数，无量纲；C_i——某污染物的实测含量；S_i——污染起始值或背景值；n——污染物（组分）个数或监测项目数。

叠加型（累计型）综合污染指数常常由于测试指标不同而无法对比，为此，多采用均值型综合污染指数：

$$P=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}P_i=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{S_i} \tag{11-7}$$

式中符号意义同前。该种计算模式简单明了，能反映出各种污染物对地下水总的污染状况，目前被较广泛地采用。缺点是没有考虑各种污染物对水质污染作用的差异，计算结果容易掩盖高浓度单项污染物对水质的污染。

2. 参数分级评分叠加法

参数分级评分叠加法是先算出单项污染指数 P_i，然后根据 P_i 评分，并叠加求和。评分高者污染重，分数低者污染轻。评分标准如下：

$P_i \leqslant 1$　　$F=0.1$ 分　　$1<P_i<2$　　$F=1$ 分

$2 \leqslant P_i<3$　　$F=10$ 分　　$3 \leqslant P_i<4$　　$F=100$ 分

$4 \leqslant P_i<5$　　$F=1000$ 分　　……

$$P=\sum_{i=1}^{n} F_i \tag{11-8}$$

式中：F_i——i 组分的评分（无量纲），其它符号意义同前。

例如表 11-1 中 5 号水样，按参数分级评分叠加法求得 P 值为 201.2，该水样共 5 项指标，其中两项 $F<1$，未污染，以小数点后的 2 表示，个位数 1 表明有 1 项（$F=1$）达背景值一倍多，十位数为 0，即无大于背景值 2 倍者（$F=10$），百位数为 2 表明有两项指标达背景值 3 倍多（$F=100$）。该种方法 P 值是小数说明地下水未被污染，P 值是整数说明已被污染，P 值有整数也有小数，说明有污染项目也有未污染项目，每项数值表明污染项目和达背景值的倍数。所以该种方法具有明确的物理意义。

3. 平方和平方根型综合污染指数

主要有两种计算模式：

平方和方根模式（或称向量模式）：

$$P=\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{C_i}{S_i}\right)^2} \tag{11-9}$$

均方根模式：

$$P=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{C_i}{S_i}\right)^2} \tag{11-10}$$

该种方法当 $P_i=\frac{C_i}{S_i}<1$ 时，P_i^2 越小；当 $P_i>1$ 时，P_i^2 越大。因此，可充分突出大于 1 的各单项污染指数的影响。

4. 内梅罗（N. L. Nemerow）指数

内梅罗指数是美国学者内梅罗（N. L. Nemerow，1974）提出来的，计算式为：

$$P=\sqrt{\frac{\left[\max\left(\frac{C_i}{S_i}\right)\right]^2+\left(\overline{\frac{C_i}{S_i}}\right)^2}{2}} \tag{11-11}$$

其中

$$\frac{C_i}{S_i}=\begin{cases}\text{实际值，} \frac{C_i}{S_i} \leqslant 1.0 \text{ 时} \\ 1.0+5\lg \frac{C_i}{S_i}, \ \frac{C_i}{S_i}>1.0 \text{ 时}\end{cases}$$

式中：$\max\left(\frac{C_i}{S_i}\right)$ ——代表最大分指数，即单项污染指数的最大值；$\left(\overline{\frac{C_i}{S_i}}\right)$ ——代表平均分指数，即单项污染指数的平均值；其它符号意义同前。

内梅罗指数考虑了平均污染指数和最大单项污染指数对水质污染的影响，能比较好地反映实际情况，缺点是强调了最大值而忽略了次大值，且计算较繁，计算结果偏高。

5. 加权型综合污染指数

加权型综合污染指数是根据水中污染物的含量和各种污染物在整个污染过程中所占的比重即权重确定综合污染指数。主要有两种计算模式：

加权叠加模式：

$$P=\sum_{i=1}^{n} W_i \cdot P_i=\sum_{i=1}^{n} W_i \cdot \frac{C_i}{S_i} \tag{11-12}$$

加权均值模式：
$$P=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}W_i\cdot P_i=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}W_i\cdot\frac{C_i}{S_i} \quad (11\text{-}13)$$

式中：W_i—某污染物的权重（权值），满足$\sum_{i=1}^{n}W_i=1$；其它符号意义同前。

权重（权值）可分为均权与非均权两种。均权即对各种污染物取相同的权值，这实际上失去了加权的意义，实际工作中一般采用非均权。非均权的确定方法主要有：(1) 根据单项污染指数的大小确定权值；(2) 根据污染物本身的地球化学特性及对人体健康的危害确定权值；(3) 根据饮用水标准确定权值；(4) 打分法确定权值。

以上两种加权综合污染指数的优点是考虑了不同污染物对水质污染的不同影响，计算出的指数相对较小，便于对比，因此被较广泛地采用。缺点是目前还没有统一、科学的方法确定权值（权重）。

如果考虑各种有害物质对地下水的污染作用及对人体健康影响的综合效应，常采用以下对数加权型综合污染指数：

$$P=\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{x_0}\lg\frac{\sum_{i=1}^{n}C_{bi}}{C_{bi}} \quad (11\text{-}14)$$

式中：P——某水井中地下水综合污染指数；C_i——某污染物的实测含量；x_o——该种污染物的污染起始值；C_{bi}——该种污染物（或组分）的饮用水标准；$\sum_{n=1}^{n}C_{bi}$—— 调查、监测项目中各项污染物饮用水标准的总和；$\lg\frac{\sum C_{bi}}{C_{bi}}$——某污染物的权值（权重），其物理意义是该种污染物在所有监测项目中对人体健康影响效应系数；n——监测项目数。

对数加权型综合污染指数的优点是既考虑了污染起始值（或背景值），又考虑了饮用水标准，计算结果比较符合实际，缺点是计算较繁，可比性较差。

表 11-1　几种综合污染指数法的比较（P 值）

成分 \ 含量(mg/L) \ 水样号	1	2	3	4	5	背影值 S_i (mg/L)
NO_3-N	4	8.5	10.3	7.5	15	5
Cr^{6+}	0.008	0.004	0	0.01	0.03	0.01
As	0.008	0.0002	0	0.04	0.012	0.01
CN^-	0.006	0	0.016	0	0.0004	0.01
Hg	0.0004	0	0	0	0	0.00033
叠加法	4.2	2.12	3.70	6.5	7.2	备注
均值法	0.84	0.42	0.74	1.3	1.44	
参数分级评分叠加法	0.5	1.4	11.3	1001.3	201.2	
均方根法	0.86	0.78	1.16	1.96	1.97	
内梅罗法	0.76	1.24	1.57	2.97	2.36	
对数加权法	10.95	1.09	4.17	13.03	11.05	

表 11-1 是某地水样用几种指数法计算结果的比较。从表中可以看出，用叠加法和均值法计算的 P 值有失真现象。如 1 号水样 P 值比 3 号高，似乎污染严重，但是 1 号水样仅有一项略超过 S_i，而 3 号水样有 2 项超过 S_i，其中 NO_3-N 含量超过 S_i 二倍多。对数加权法等也有类似的掩盖高浓度单项污染的问题。

综合污染指数法除上面介绍的几种模式外，还有几何均值模式、方根加权模式、双指数模式、半集均方差模式等，这里不再赘述，请参阅有关书籍。

在用污染指数法进行地下水污染现状评价时，一般是根据污染指数的大小进行地下水污染程度的分级，如分为未污染、轻污染、中污染和重污染。这种分级是人为的，可根据研究区的具体情况而划分，没有统一标准。但目前多数是按表 10-6 划分。根据分级结果，即可进行环境水文地质制图。

四、坐标法

坐标法是评价地下水污染状况的一种图解方法。它是在 $\{o-xy\}$ 平面坐标系中，令横坐标 x 代表有机污染，纵坐标 y 代表有害物质的污染程度，任何一个水样的水质污染状况都可用坐标系中某一点 $P(x, y)$ 的坐标位置来表示，x、y 愈大，说明地下水中有机污染物质和有害物质污染愈重，水质质量愈差。反之亦然。

作图时，通常取硝酸盐氮（NO_3-N）、化学耗氧量（COD）和溶解氧（DO）三项有机污染物的综合污染指数作为横坐标，以酚、氰、汞、砷、铬等有害物质的综合污染指数为纵坐标，即：

$$x=\frac{NO_3\text{-}N_i}{NO_3\text{-}N_o}+\frac{COD_i}{COD_o}-\frac{DO_i}{DO_o} \quad (11\text{-}15)$$

$$y=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{C_0} \quad (11\text{-}16)$$

式中标有 i 的项目为实测值，标有 0 的项目代表该指标的污染起始值或背景值。一般可取 $x>1$ 和 $y>1$ 分别表示水质开始受到有机污染和有害物质污染的标志，并视 x，y 值大小，在坐标轴平面上划区分级即可表示水质污染程度，见图 11-1 和表 11-2。

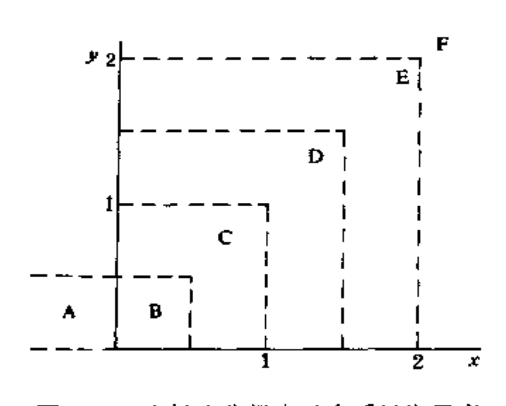


图 11-1　坐标法分级表示水质污染程度

表 11-2　坐标法水质分级

水质分级	x 和 y 的指数值	水质质量状况
A	$x\leqslant0$，　$y\leqslant0.5$	良好
B	0—0.5	较好
C	$0.5<x\leqslant1$　$y\leqslant1$ $0.5<y\leqslant1$　$x\leqslant1$	一般
D	$1<x\leqslant1.5$　$y\leqslant1.5$ $1<y\leqslant1.5$　$x\leqslant1.5$	开始污染
E	$1.5<x\leqslant2$　$y\leqslant2$ $1.5<y\leqslant2$　$x\leqslant2$	中等污染
F	$x>2$ 或 $y>2$	严重污染

五、数理统计法

在地下水环境质量评价中常用的数理统计方法主要有：聚类分析、趋势分析、判别分析、因子分析、对应分析、相关分析、回归分析等。这里主要介绍聚类分析法。

聚类分析，又称点群分析，是根据样品的多种指标的测定数据，通过定量研究样品

或变量（指标）之间存在的相似性或亲疏关系，进而进行数字分类的一种多元统计方法。近年来，这种方法在地下水环境质量评价中逐步开始应用，如进行污染水化学分类、污染程度分类、水质分类等。

根据分类对象和分类的目的不同，聚类分析可分为Q型聚类分析和R型聚类分析两种。Q型聚类分析是研究样品之间的关系，并对样品进行分类，R型聚类分析是研究变量（或指标）之间的关系，并对变量（指标）进行分类。例如我们对 n 个水样都进行了 m 个项目的测定，通过R型聚类分析，可找出 m 个项目（元素、离子等）之间的相关关系，确定独立变量，通过Q型聚类分析可对 n 个水样进行分类。Q型和R型聚类分析的基本做法是一致的，都是首先选择一个统计量计算样品或变量间的相似程度，而后按相似程度作出谱系图，最后根据一定相似性水平进行分类。

下面对应用聚类分析进行地下水环境质量评价的方法步骤作一简述。

（一）原始数据的处理

设有 n 个水样，每个水样测定了 m 种组分，得到如下数据矩阵：

$$X=\begin{bmatrix} x_{11} & x_{12}\cdots x_{1n} \\ x_{21} & x_{22}\cdots x_{2n} \\ \vdots & \vdots \quad\quad \vdots \\ x_{m1} & x_{m2}\cdots x_{mn} \end{bmatrix}$$

其中 x_{ij}是第 i 种组分第 j 个水样的测定值。

由于各个组分（即变量）的测定单位、测量结果的数量级以及数值变动范围等很不一致，如果直接利用原始数据进行计算，势必突出了数值大的变量，而压低了数值小的变量对分类的作用。为了使各个变量有相等的权，或者说对各个变量一视同仁，首先对变量作适当的变换，统一所有变量的比例尺使其均匀化。常用的方法有：

1. 规格化

$$x_{ij}^{0}=x_{ij}/x_{imax} \qquad (i=1,\ 2\cdots m,\ j=1,\ 2\cdots n) \tag{11-17}$$

式中：x_{ij}^{0}——第 i 种组分（即变量）、第 j 个水样变换为均匀化的值；x_{ij}——原始观测值；x_{imax}——某组分（变量）的最大值。变换后，变量数值在0—1之间。

2. 正规化

$$x_{ij}^{0}=\frac{x_{ij}-x_{imin}}{x_{imax}-x_{imin}} \tag{11-18}$$

式中：x_{imin}为某变量中的最小值，其余符号同前。正规化后变量在0—1之间。

3. 标准化

$$x_{ij}^{0}=\frac{x_{ij}-\bar{x}_i}{S_i} \tag{11-19}$$

式中：$\bar{x}_i=\frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n}x_{ij}$；$S_i=\sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{j=1}^{n}(x_{ij}-\bar{x}_i)^2}$。变换后，新变量的均值为0，标准差为1。

通常，Q型的聚类分析多取变量的正规化或规格化，R型聚类分析一般取变量的标准化。

（二）聚类分析中的统计量

在进行聚类分析时，必须有一个能够表征样品或变量间相似程度的统计量，以作为相似性的度量。一般，有以下三种统计量：

1. 距离系数

把每个变量看作 m 维空间的一个点，称 x_i，x_j 两点的距离为相应的两个变量的距离系数：

$$d_{ij}=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{k=1}^{n}(x_{ik}-x_{jk})^2} \tag{11-20}$$

式中：d_{ij}——i，j 两变量间的距离系数；n——样品数，即水样数；x_{ik}、x_{jk}——分别为第 k 个样品，第 i，j 个元素或组分的值。在变量正规化的条件下，$0\leqslant d\leqslant 1$。距离系数 d 值愈小，两变量间的样品相似性越大。

2. 相似系数——夹角余弦

把每个变量看成 n 维空间中的一个向量，于是第 i 个向量与第 j 个向量之间就存在一个夹角 α_{ij}，我们把夹角的余弦值 $\cos\alpha_{ij}$，称为两样本间的相似系数（S_{ij}），计算式为：

$$S_{ij}=\cos\alpha_{ij}=\frac{\sum_{k=1}^{n}x_{ik}\cdot x_{jk}}{\sqrt{\sum_{k=1}^{n}x_{ik}^2\cdot\sum_{k=1}^{n}x_{jk}^2}} \tag{11-21}$$

式中，$-1\leqslant\cos\alpha\leqslant 1$，显然相似系数（夹角余弦）大表示两个变量的相似程度密切，反之就表示相似程度疏远。

3. 相关系数

$$r_{ij}=\frac{\sum_{k=1}^{n}(x_{ik}-\overline{x}_i)(x_{jk}-\overline{x}_j)}{\sqrt{\sum_{k=1}^{n}(x_{ik}-\overline{x}_i)^2\cdot\sum_{k=1}^{n}(x_{jk}-\overline{x}_j)^2}} \tag{11-22}$$

式中：r_{ij}——第 i 个和第 j 个变量间的相关系数；$\overline{x}_i$，$\overline{x}_j$——分别为第 i 个和第 j 个变量的平均值；x_{ik}，x_{jk}—分别为第 k 个样品第 i，j 个变量值。

对于标准化了的数据，相关系数公式简化为：

$$r_{ij}=\frac{1}{n}\sum_{k=1}^{n}x_{ik}^0\cdot x_{jk}^0 \tag{11-23}$$

显然，$-1\leqslant r_{ij}\leqslant 1$。相关系数 r 越大，两个变量间的关系越密切。

值得提出的是，对于标准化的数据来说，相似系数与相关系数是完全一样的。

通常，Q 型聚类分析多以距离系数为相似性度量，R 型聚类分析常以相关系数为相似性度量。

（三）作出谱系图，按一定相似性水平进行分类和分析评价

根据以上计算结果，得到某一统计量的矩阵，如距离系数矩阵、相关系数矩阵，然后藉此依相似程度的顺序按一定方法作出谱系图（又称树枝图），最后根据研究问题的需要，按一定相似性水平进行分类和分析评价。

例如，沈阳市环境保护科学研究所等单位，根据沈阳市1978年地下水污染调查资料，

利用 284 个水样（每个水样测定 23 个项目），运用聚类分析方法，对沈阳市地下水化学污染进行了综合分类，图 11-2 是其谱系图。从图中可以看出，如取相似性水平（以距离系数表征）$d=0.6$，可将 284 个水样分成两大类，再取 $d=0.38$ 和 $d=0.44$，分别将第Ⅰ和第Ⅱ大类各划分为三个亚类，取 $d=0.32$ 和 $d=0.38$，可分别将Ⅰ、Ⅱ大类各分为四个型，取 $d=0.28$ 和 $d=0.35$，可分别将Ⅰ、Ⅱ大类各分为五个亚型。这样总括起来分为两大类，六个亚类，八个型，十个亚型。

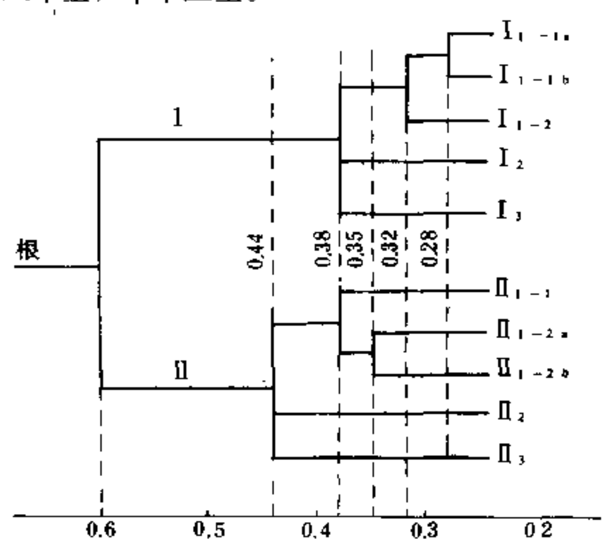


图 11-2　沈阳地区地下水污染聚类分析谱系图

聚类分析方法的优点是以数理统计为基础，使分类比较客观、科学和定量化。缺点是计算较繁杂，一般需借助于电子计算机来进行。

以上介绍的是常规聚类分析。目前，在地下水环境质量评价中已开始引出模糊聚类，灰色聚类。关于模糊聚类参见有关文献，灰色聚类在后面讲述。

六、模糊数学法

（一）基本原理

模糊数学是用数学方法研究和处理具有“模糊性”现象的一种数学。这里所谓的模糊性，主要是指客观事物差异的中间过渡中的不分明性或不确切性，如地下水污染程度，地下水质好坏等都是典型的模糊问题。而以往大都采用人为给定临界值的指数法评价，其结果多是“非此即彼”的二值绝对隶属关系，因而常常与客观实际有较大误差。模糊数学法采用模糊集理论来处理和评价这类模糊问题，其基本原理是把普通集合理论中的非“0”则“1”的绝对隶属关系扩充到〔0，1〕间的隶属关系中的任意实数，即在〔0，1〕区间可连续取值，并用隶属函数来刻划。因此，它实际上是一种函数法，即用数学函数的方法把地下水污染程度、地下水质好坏这类模糊问题清晰地刻划出来。所以，模糊数学法既考虑了界线的模糊性，又使本来模糊的问题清晰化，能比较客观、准确地反映地下水环境质量状况。

(二) 评价方法

一般采用模糊综合评判法。所谓综合评判就是多因素的评价。评价时，首先进行经过选择的评价因子（参数）中各单项指标的评价，然后分别对各单项指标给予适当的权重，最后应用模糊矩阵复合运算的方法得出综合评价的结果。主要方法、步骤简述如下：

1. 评价因子（参数）选择与地下水质分级

评价因子（参数）应根据地区的实际情况来选择，一般应选择主要污染物或组分作为评价因子（参数）。

地下水质等级应根据单项指标来划分，但目前没有规定统一标准。一般，一级水为未污染水，其常规组分（Cl^-、SO_4^{2-}、NO_3^-、NO_2^-、总硬度、可溶性总固体等）相当于饮用水标准的二分之一，微量组分为二分之一至低于饮用水标准一个数量级；二级水相当于饮用水标准，为轻污染或有污染痕迹；三级水相当于超标 2 倍（常规组分）至 10 倍（微量组分），为中污染水，应注意防护；四级水超标数倍（常规组分）至 10 倍以上（微量组分），为重污染水，应重点进行治理和防护。

例如，河南某地根据主要微量组分的监测资料（表 11-3），把地下水质分为三级（表 11-4）。

表 11-3　监测数据表　(mg/L)

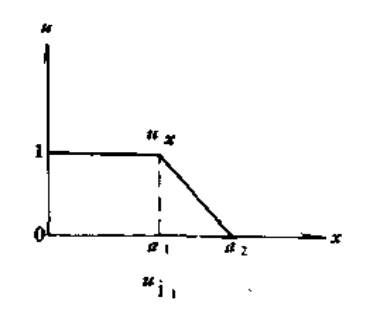
监测井编号 \ 指标	酚	氰	汞	铬$^{6+}$	砷
1	0.004	0.016	0.0017	0.005	0.041
2	0.008	0.185	0.004	0.164	0.140
3	0.001	0.018	0.000	0.019	0.015
4	0.002	0.000	0.000	0.026	0.000

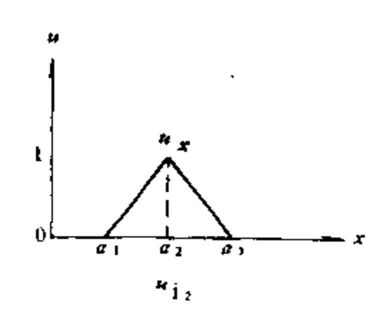
表 11-4　地下水质污染分级标准　(mg/L)

分级 \ 评价因子	酚	氰	汞	铬$^{6+}$	砷	备注
Ⅰ级水	0.001	0.02	0.00025	0.002	0.02	未污染
Ⅱ级水	0.002	0.05	0.001	0.05	0.05	轻污染
Ⅲ级水	0.01	0.2	0.005	0.2	0.2	重污染

2. 计算隶属度，建立模糊关系矩阵，进行单因子评价

根据模糊集理论，每个井点的水质监测值对于各级水质的隶属程度用隶属度 $\mu(x)$ 来刻划，$0\leqslant\mu(x)\leqslant1$，隶属度愈大隶属资格愈高。隶属度以隶属函数表示和计算。一般多采用线性隶属函数，其分布图象见图 11-3。用线性隶属函数确定各单项因子（参数）对各级水（如Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级水）隶属度的计算公式为：





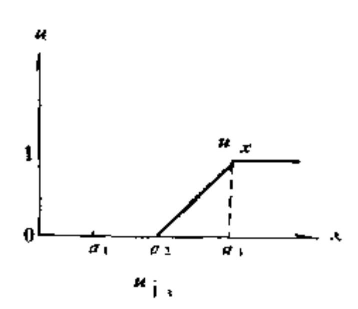


图 11-3　线性隶属函数模糊分布图

$$\mu_{i1}=\begin{cases}1 & (x_i\leqslant a_{i1})\\ \dfrac{a_{i2}-x_i}{a_{i2}-a_{i1}} & (a_{i1}<x_i<a_{i2})\\ 0 & (x_i\geqslant a_{i2})\end{cases}\quad \mu_{i2}=\begin{cases}0 & (a_{i1}\geqslant x_i\geqslant a_{i3})\\ \dfrac{x_i-a_{i1}}{a_{i2}-a_{i1}} & (a_{i1}\leqslant x_i<a_{i2})\\ \dfrac{a_{i3}-x_i}{a_{i3}-a_{i2}} & (a_{i2}<x_i<a_{i3})\end{cases}\quad \mu_{i3}=\begin{cases}0 & (x_i<a_{i2})\\ \dfrac{x_i-a_{i2}}{a_{i3}-a_{i2}} & (a_{i2}<x_i<a_{i3})\\ 1 & (x_i\geqslant a_{i3})\end{cases} \tag{11-24}$$

式中：μ_{i1}、μ_{i2}、μ_{i3}——各单项组分（因子）分别属于Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级水的隶属度；x_i——某组分（因子）实测含量；a_{i1}、a_{i2}、a_{i3}——分别为某组分（因子）Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级水水质标准浓度。

例如，1号井酚的实测值为0.004mg/L，其对Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级水的隶属度为：

$\mu_{酚1}=0\ (x_i>a_{i2})$，$\mu_{酚2}=\dfrac{0.01-0.004}{0.01-0.002}=0.75$，$\mu_{酚3}=\dfrac{0.004-0.002}{0.01-0.002}=0.25$

同样，可求出1号井其它几个组分对Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级水的隶属度。

由上述计算结果，对每个井，把（5个）评价因子对应于（3个）水质级别的隶属度依次排列，组成一个（5×3阶的）模糊关系矩阵 $\underset{\sim}{R}$。如1号井的模糊关系矩阵为：

$$\underset{\sim}{R_1}=\begin{bmatrix}0 & 0.75 & 0.25\\ 1 & 0 & 0\\ 0 & 0.825 & 0.175\\ 0.94 & 0.06 & 0\\ 0.3 & 0.7 & 0\end{bmatrix}\begin{matrix}酚\\ CN^-\\ Hg\\ Cr^{6+}\\ As\end{matrix}$$

Ⅰ级　Ⅱ级　Ⅲ级

矩阵的横行表示参加评价的因子对（3个）水质级别的隶属程度，矩阵的列表示参加评价的（5个）因子对某一级水的隶属程度。这即是单项评价结果。同理，可求得其它监测井的模糊关系矩阵。

3. 权重计算

权重就是各评价因子对总体污染影响强度的贡献及对人体影响效应的比重。目前，一般多采用指数超标法计算各因子的权重，计算公式为：

$$W_i=\frac{x_i}{C_{oi}} \tag{11-25}$$

式中：W_i——某因子的权重；x_i——某因子 i 的实测浓度值；C_{oi}——某因子 i 各级水标准平均值，即：$C_{oi}=\frac{1}{3}(a_{i1}+a_{i2}+a_{i3})$。该式表明，指数愈大，对环境质量影响愈严重，加权也愈大。

用（11-25）式计算的权重可出现大于1的情况，但模糊数学运算只允许在〔0，1〕区间取值，故对上述权重还须进行归一化处理（即使各指标权重之和等于1），公式为：

$$\overline{W}_i=\frac{W_i}{\sum W_i}=\frac{\dfrac{x_i}{C_{oi}}}{\sum\dfrac{x_i}{C_{oi}}}\qquad\left(\sum\overline{W}_i=1\right) \tag{11-26}$$

计算各因子的权重，便得到一个权重模糊向量（或称模糊行矩阵）$\underset{\sim}{A}$。例如，1号井

各指标的权重计算见表 11-5，其权重值组成一个模糊向量（1×5 阶模糊矩阵）：

表 11-5　1 号井各指标权重计算表

项目	酚	氰	汞	铬$^{6+}$	砷	
x_i	0.004	0.016	0.0017	0.005	0.041	
C_{oi}	0.0043	0.09	0.00208	0.084	0.09	
W_i	0.9302	0.1778	0.1873	0.0595	0.4556	$\sum W_i=1.8104$
$\overline{W}_i$	0.514	0.098	0.103	0.033	0.252	

$$\underset{\sim}{A}_1=(0.514\quad 0.098\quad 0.103\quad 0.033\quad 0.252)$$

同理，可求出其它井各指标的权重 $\underset{\sim}{A}$。

4. 模糊综合评判

模糊综合评判是通过模糊关系矩阵 $\underset{\sim}{R}$ 和权重矩阵 $\underset{\sim}{A}$ 的复合运算而进行的评价。实际上是对各单项指标评价进行加权和合成。用数学式表示为：

$$\underset{\sim}{B}=\underset{\sim}{A}\circ\underset{\sim}{R} \tag{11-27}$$

其中，$\underset{\sim}{B}$ 是以隶属度表示的水质级别模糊评判向量（行矩阵）。根据以最大隶属度确定水质级别的原则（即对哪级水的隶属度最大，水质就定为哪级），即可得出模糊综合评判结果。

模糊矩阵 $\underset{\sim}{A}$ 和 $\underset{\sim}{R}$ 的复合运算，类似普通矩阵的乘法。一般常用 M（min，max）法和 M（·，+）法两种算法。M（min，max）法，称为取小取大法，即两数相乘取小值，相加取大值。M（·，+）法，即普通矩阵的乘法。

例如，1 号水井的权重矩阵 $\underset{\sim}{A}_1$ 和模糊关系矩阵 $\underset{\sim}{R}_1$，采用 M（·，+）法进行复合运算，得：

$$\underset{\sim}{B}_1=\underset{\sim}{A}_1\circ\underset{\sim}{R}_1=(0.514\quad 0.098\quad 0.103\quad 0.033\quad 0.252)\circ\begin{bmatrix}0 & 0.75 & 0.25\\ 1 & 0 & 0\\ 0 & 0.825 & 0.175\\ 0.94 & 0.06 & 0\\ 0.3 & 0.7 & 0\end{bmatrix}=$$

(0.205　0.649　0.146)

计算结果表明，1 号井水质对Ⅰ级水的隶属度为 0.205，对Ⅱ级水的隶属度为 0.649，对Ⅲ级水的隶属度为 0.146，根据以最大隶属度确定水质级别的原则，该井水为Ⅱ级水。

同理，可求出其它井的模糊综合评判结果（表 11-6）。

表 11-6　地下水水质模糊综合评判结果

井号	隶属度 μ_k			水质等级	污染程度
	$\mu_{Ⅰ}$	$\mu_{Ⅱ}$	$\mu_{Ⅲ}$		
1	0.205	0.649	0.146	Ⅱ级水	轻污染
2	0	0.240	0.760	Ⅲ级水	重污染
3	0.903	0.097	0	Ⅰ级水	未污染
4	0.200	0.800	0	Ⅱ级水	轻污染

模糊数学法的主要特点是以多个指标的隶属函数（隶属度）刻划地下水污染程度或水质质量，因此，具有很强的分辨力和很高的灵敏度，能更真实地反映地下水客观实际。但一般需藉助于电子计算机进行计算。

七、灰色聚类法

（一） 基本原理

地下水是一种复杂的溶液，水质的好坏及污染的轻重是与多种因素有关、受多种成分影响、信息不完全的灰色系统。因此可用灰色系统理论中的灰色聚类方法进行计算评价。如果把要评价的各井孔视为聚类对象 i（$i=1, 2, 3, \cdots\cdots n$），把各评价因子视为聚类指标 j（$j=1, 2, 3, \cdots\cdots m$），把地下水的质量（或污染程度）级别视为聚类灰数，即灰类 k（$k=$ Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ或 $k=$ Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ或更多级别），把某井孔（i）中某因子（j）的实际含量作为聚类白化数 d_{ij}，则灰色聚类是将聚类对象对其不同聚类指标的白化数通过灰色运算进行灰类归纳，从而确定水质类别（级别）。它实际上是一种函数数理统计法。该方法与模糊数学法既有共同之处，又有差别。它突出强调了地下水质“中间过渡”的灰色性，具有分辨力强，可比性好，灵敏度高等优点。但数据较多时一般需藉助于计算机进行计算。

（二）计算评价方法、步骤

1. 评价因子选择与地下水质分级

评价因子选择与地下水质分级原则在模糊数学法中已阐述，这里不再赘述。为便于对比，仍用表 11-3 的水质分析资料和表 11-4 的水质分级（三级）及分级标准。

2. 确定灰类白化函数

灰类白化函数（f_{jk}）是表征聚类指标（评价因子 j）对聚类灰数（灰类 k）归属度的函数。一般用线性灰类白化函数（图 11-4）。灰类白化函数可用图解法或按以下线性关系式计算确定：

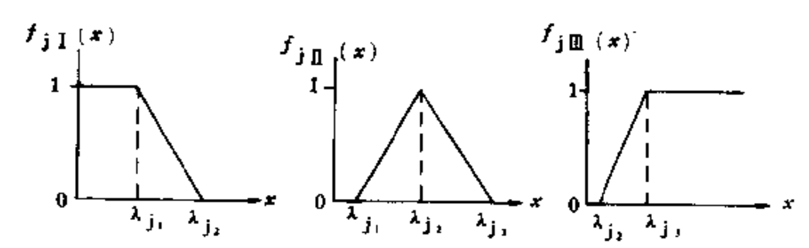


图 11－4 灰类白化函数图

$$f_{j\mathrm{I}}=\begin{cases}1 & (x_j\leqslant\lambda_{j1})\\ \dfrac{\lambda_{j2}-x_j}{\lambda_{j2}-\lambda_{j1}} & (\lambda_{j1}<x_j<\lambda_{j2})\\ 0 & (x_j\geqslant\lambda_{j2})\end{cases};\quad f_{j\mathrm{II}}=\begin{cases}0 & (\lambda_{j1}\geqslant x_j\geqslant\lambda_{j3})\\ \dfrac{x_j-\lambda_{j1}}{\lambda j_2-\lambda_{j1}} & (\lambda_{j1}\leqslant x_j\leqslant\lambda_{j2})\\ \dfrac{\lambda_{j3}-x_j}{\lambda j_3-\lambda_{j2}} & (\lambda_{j2}<x_j<\lambda_{j3})\end{cases},\quad f_{j\mathrm{III}}=\begin{cases}0 & (x_j\leqslant\lambda_{j2})\\ \dfrac{x_j-\lambda_{j2}}{\lambda_{j3}-\lambda_{j2}} & (\lambda_{j2}<x_j<\lambda_{j3})\\ 1 & (x_j\geqslant\lambda_{j3})\end{cases}\tag{11-28}$$

式中：$f_{j\mathrm{I}}$、$f_{j\mathrm{II}}$、$f_{j\mathrm{III}}$——聚类灰数（灰类）k 对第 j 个聚类指示（评价因子）x 值的白化

函数；λ_{j1}、λ_{j2}、λ_{j3}——第 j 个聚类指标（评价因子）对Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ级地下水的灰类分级标准；x_i——第 j 个评价因子的实测含量。(11-28) 式与 (11-24) 式在形式上是相同的。

例如，表 11-3 中 1 号井的灰类白化函数值（f_{jk}）计算结果见表 11-7。

表 11-7　1 号灰井类白化函数值（f_{jk}）表

f_{jk} 评价因子 j / 灰类 k	酚 (C_6H_5OH)	氰 (CN^-)	汞 (Hg)	铬（六价）(Cr^{6+})	砷 (As)
Ⅰ	0	1	0	0.94	0.3
Ⅱ	0.75	0	0.825	0.06	0.7
Ⅲ	0.25	0	0.175	0	0

3. 求灰色聚类权

灰色聚类权，亦称标定聚类权，是以分级标准为基础求算的某评价因子对某级水的权重。一般，评价因子（聚类指标）j 对于灰类 k 的灰色聚类权（标定聚类权）η_{jk} 按下式计算：

$$\eta_{jk}=\frac{\lambda_{jk}}{\sum_{j=1}^{m}\lambda_{jk}} \tag{11-29}$$

式中：η_{jk}——评价因子 j 对于聚类灰数（灰类）k 的灰色聚类权（标定聚类权）；λ_{jk}——第 j 个评价因子对于聚类灰数（灰类）k 的分级标准；m——评价因子（聚类指标）个数。

如果各评价因子分级标准大小悬殊，量纲不统一，则应进行均匀化无量纲处理，按下式计算灰色聚类权（标定聚类权）：

$$\eta_{jk}=\frac{\lambda'_{jk}}{\sum_{j=1}^{m}\lambda'_{jk}}=\frac{\lambda_{jk}/\lambda_{jb}}{\sum_{j=1}^{m}\lambda_{jk}/\lambda_{jb}} \tag{11-30}$$

式中：λ_{jb}——第 j 个评价因子的饮用水标准或污染起始值（背景值）；λ'_{jk}——第 j 个评价因子对于灰类 k 的分级标准的均匀化无量纲处理，$\lambda'_{jk}=\lambda_{jk}/\lambda_{jb}$；其它符号意义同前。

本例用 (11-30) 式计算灰色聚类权（标定聚类权），且取 $\lambda_{jb}=\lambda_{j2}$，计算结果见表 11-8。

表 11-8　灰类分级标准均匀化无量纲处理结果（λ'_{jk}）及评价因子对灰类的聚类权（η_{jk}）

λ'_{jk} 评价因子 j / 灰类 k	酚	CN^-	Hg	Cr^{6+}	As	$\sum_{j=1}^{5}\lambda'_{jk}$	η_{jk} 评价因子 j / 灰类 k	酚	CN^-	Hg	Cr^{6+}	As
Ⅰ	0.5	0.4	0.25	0.04	0.4	1.59	Ⅰ	0.314	0.252	0.157	0.025	0.252
Ⅱ	1	1	1	1	1	5	Ⅱ	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Ⅲ	5	4	5	4	4	22	Ⅲ	0.227	0.182	0.227	0.182	0.182

4. 求聚类系数及聚类

聚类系数是标定聚类对象（井孔水质）属于某灰类程度的系数。第 i 个水井水质对于第 k 个灰类的聚类系数 σ_{ik} 按下式计算确定：

$$\sigma_{ik}=\sum_{j=1}^{m} f_{jk}\ (d_{ij})\ \cdot \eta_{jk} \tag{11-31}$$

($\sigma_{jk}\in$ 〔0，1〕，$i=1$，2，3，…n，$k=$ Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ或更多级别)
根据（11-31）式计算结果，每个水井即形成一个以聚类系数表示的聚类行向量，如第 i 个水井的聚类行向量为：$\sigma_i=$（$\sigma_{i\mathrm{I}}$，$\sigma_{i\mathrm{II}}$，$\sigma_{i\mathrm{III}}$，…，σ_{ik}），根据择大原则即可确定水质级别或污染程度（即那个灰类的聚类系数大，水质就属于那一级）。

例如，对表 11-3 中的 1 号水井，按（11-31）式计算求得各灰类的聚类系数，组成如下聚类行向量：

$$\sigma_1=(0.351,\ 0.467,\ 0.096)$$

$\sigma_{1\mathrm{II}}=\max\limits_{k}\sigma_{1k}=0.467$，故 1 号水井的水质属Ⅱ级水（轻污染）。同理，可计算确定表 11-3 中 2、3、4 号井的聚类系数及水质类别（污染程度），见表 11-9。

表 11-9　灰色聚类系数及地下水质量等级

井号	聚类系数 σ_{ik}			地下水质量等级	污染程度
	$\sigma_{i\mathrm{I}}$	$\sigma_{i\mathrm{II}}$	$\sigma_{i\mathrm{III}}$		
1	0.351	0.467	0.096	Ⅱ	轻污染
2	0	0.248	0.752	Ⅲ	重污染
3	0.991	0.071	0	Ⅰ	未污染
4	0.674	0.3	0	Ⅰ	未污染

第二节　地下水环境影响评价

地下水环境影响评价是指根据一个地区的经济发展规划、开发建设活动和重大工程建设，分析、预测和评价其对地下水环境的影响。所以，地下水环境影响评价亦称预断评价。

一、地下水环境影响评价的目的和任务

地下水环境影响评价是一项新的环境管理工作，它的主要目的是从保护地下水环境的角度出度，对于拟建工程项目将给地下水环境造成的影响进行预测，并根据预测的结果，对这些影响进行评价，以论证工程项目实施的可能性或可行性，并对可行建设项目提出相应的地下水环境保护对策。所以，地下水环境影响评价是某些重大工程（如大型水利工程）和厂矿企业建设可行性研究的重要依据，也是城市规划不可少的基础资料之一。

地下水环境影响评价的主要任务是以发展经济、保护环境的目的出发，对开发建设活动的环境影响进行分析、预测，比较并评价不同开发建设方案的环境经济效益，为开发建设项目的合理布局和环境保护措施的选择与实施提供依据。

二、地下水环境影响评价的基本内容、特点和程序

地下水环境影响评价的基本内容为：（1）分析人类生产建设活动（工程项目），尤其是重大工程建设，对地下水环境的影响；（2）进行地下水环境影响（水量和水质）的预

测；（3）评价地区开发或工程项目对地下水环境的影响，确定建设项目的可行性或补救措施；（4）从保护地下水资源环境质量出发，对工程选址、废物排放等提出建议和要求。

地下水环境影响评价的特点是周期短（一般多为几个月至一年），涉及面广，评价一般是粗线条的。因此，要尽量利用前人资料，其中包括地质、水文地质资料和有关工程的资料，但对一些关键问题要进行一些试验（一般多为室内试验）。评价工作应与设计部门密切结合，了解其意图和要求。由于未来的地下水环境不是现实存在的，故预测所依据的主要是水文地质条件、实验、长期观测或类比区的资料，预测手段主要是定性分析和建立地下水环境影响评价模型。

地下水环境影响评价的程序或步骤见图 11-5。

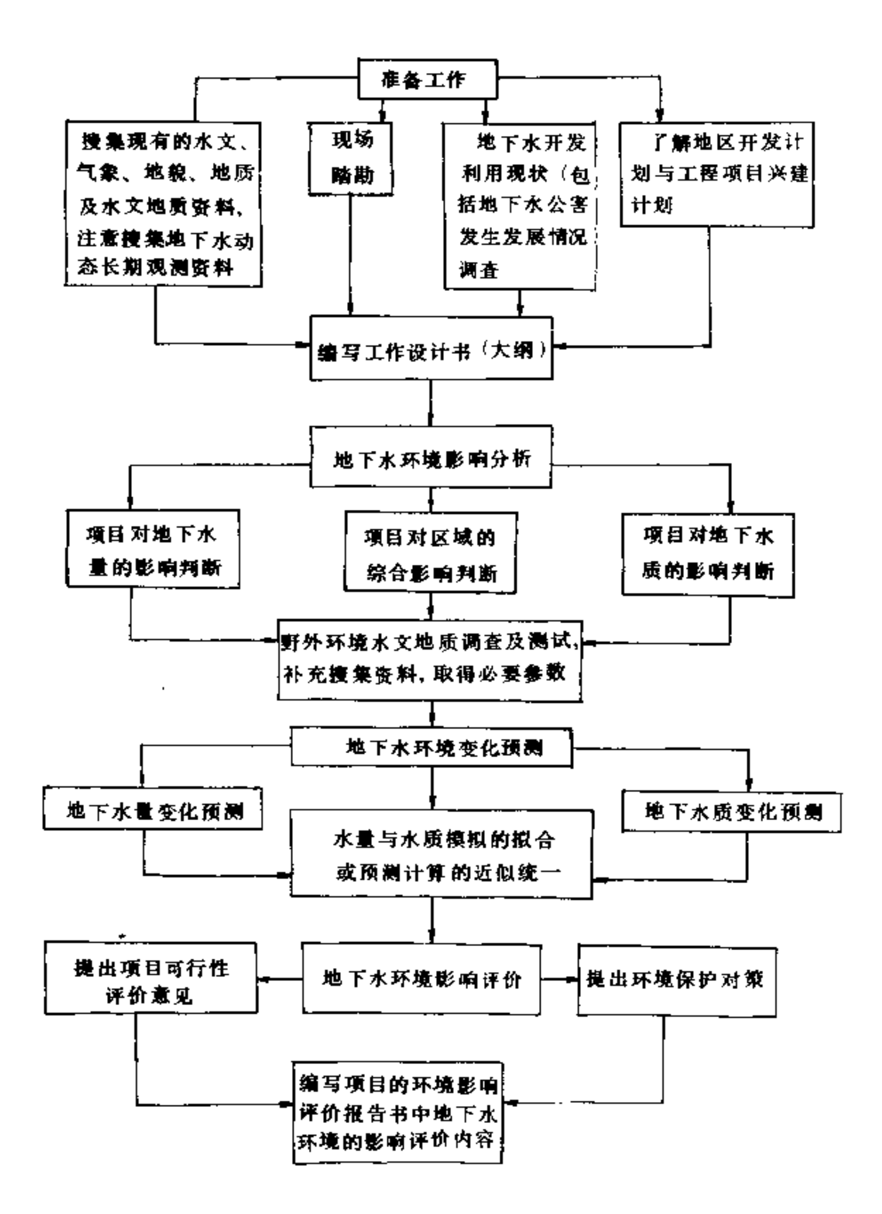


图 11-5　地下水环境影响评价程序框图

三、人类生产活动对地下水环境影响的分析

人类生产活动（开发建设活动）是人类影响环境的最重要最经常的形式，从根本上来说，环境问题正是伴随着人类的开发建设活动而产生的。下面对人类生产活动（开发建设活动）对地下水环境的影响进行简要分析。

（一）大规模开采地下水对地下水环境的影响

1. 大规模开采地下水将引起区域地下水位持续下降，并由此导致水量减少、水源枯竭，在一定条件下，乃至引起海水入侵，地面沉降（图 11-6）、地下缺氧等环境地质灾害。

造成地下水位区域性持续下降的主要原因是：（1）地下水的开采量长期超过补给量，即过量开采；（2）不合理开采，主要是开采地段、开采层次和时间上的三集中开采；（3）一些人为因素（如河流改道，上游修建水库或新建水源地等）导致地下水补给量减少。

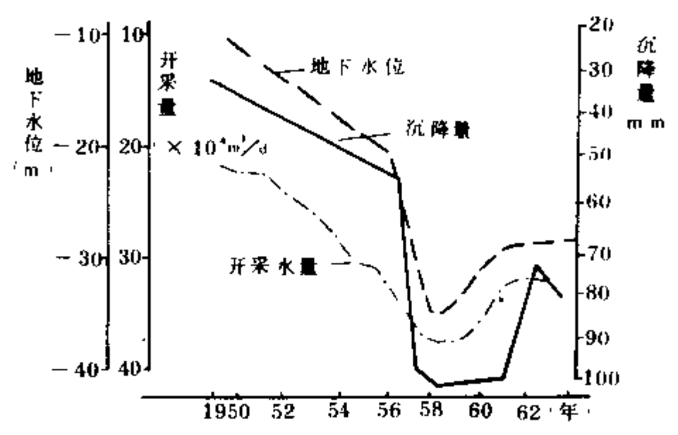


图 11-6 上海市地下水水位、开采量与地面沉降速率关系图

2. 长期开采利用地下水过程中水质恶化 。主要原因有：

（1）不同成分水的混合：如由于边界条件的改变和人为因素影响，使其它含水层的劣质水进入开采层；新的补给源或水井附近地表水体的渗入，不同成分的水从开采含水层的其它地段渗入；以及咸水进入淡水透镜体等。

（2）含水层水动力条件的改变对地下水质的影响：开采时形成以井为中心的降落漏斗，水动力条件改变，水中溶解物质化学平衡遭到破坏，使水质发生变化，或者造成新的水化学环境，在含水层中产生新的物理化学作用。

（3）包气带金属矿物氧化产物进入：由于降落漏斗范围内，氧化作用大大加强，硫化物的氧化作用使金属转为易溶状态，从而增加迁移能力，使地下水可溶性固体不断增高。

（4）引水工程本身对水质的影响：如过滤网或输水管经过一段时间发生锈蚀现象，出现铁物质等。

（二）工业生产对地下水环境的影响

工业生产对地下水的污染主要来自工业三废，且主要是废水。渗漏是造成地下水污染的重要途径。调查工业污染源是环境影响评价的一项重要任务。污染地下水的环境影响评价，主要是对工业区地下水污染进行预测，内容包括：工业废水从地表到达潜水位的时间，自由渗透和回水渗透的条件下从地表渗入的废水量，工业废水沿含水层扩散的距离及污染面积，工业废水沿含水层运动达最近抽水建筑物的时间等。

（三）农业生产活动对地下水环境的影响

农业生产活动对地下水环境的影响主要表现在以下两个方面：

(1) 农业灌溉对地下水动态平衡的影响：农业灌溉渗漏是地下水的重要补给源，在排水条件差或无排水条件的地区，将引起地下水位较大幅度上升，如果水位埋深较浅，蒸发作用将把水中盐分带至地表积累，从而导致土壤盐碱化。

(2) 农业活动对地下水的污染：主要是肥料（化肥、农家肥）、农药和污灌对地下水的污染。其中，以肥料中的氮肥引起的地下水硝酸盐污染较为普遍。

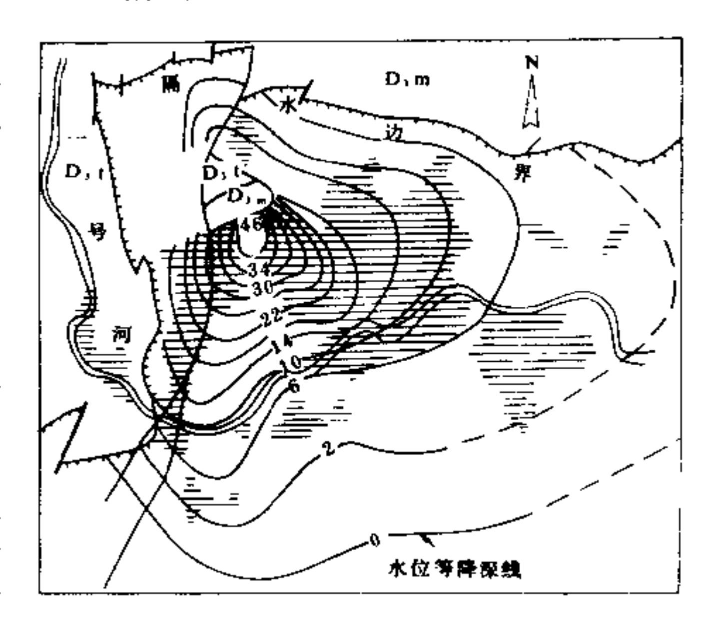
农业活动对地下水环境的影响，应注意查明：污染物进入地下水的数量，造成地下水质恶化程度，农业对地下水污染的允许量，利用含水层处理废物的特性。

（四）矿山开采对地下水环境的影响

当开采露天矿床时会大大改变地表形态，提高含水层的弱透水岩层的渗透性能。人工降低水位工程，会改变地下水的补给、径流、排泄条件。

在地下开采固体矿藏时，疏干排水工程使地下水位大幅度、大面积下降，常引起地面开裂及地面沉降现象。在上覆有松散沉积物的岩溶裂隙发育的地层中，强烈疏干排水会导致潜蚀或真空吸蚀作用，常产生地面塌陷（图 11-7）。

在金属硫化物矿床和一些煤矿床中进行疏干排水时，抽出的矿坑水多为酸性水，对金属设备具腐蚀作用。排出地表常常污染地表水与地下水环境。



11-7 曲塘矿区塌陷与水位降深关系图（阴影表示塌陷分布）

（五）水工建筑物及区域调水对地下水环境的影响

平原水库的建设可能使地下水资源减少，这是因为潜水水力坡度减少和冲积层某些部分被淹没。由于水库建设改变了含水层之间的水力联系及地下水补给、径流和排泄条件，地下水资源的开采量也将会发生很大变化。库区潜水回水对上游区的地下水环境也将产生影响。

大型跨流域调水，对水文循环、地下水环境将产生较大影响，会改变大区域的地表水、地下水分布状况。

四、地下水环境影响评价

地下水环境影响评价，要考虑水质、地质环境、工农业生产及未来建设项目对地下水环境质量的影响等。

由于地下水环境影响评价工作起步较晚，故评价方法还不十分成熟。这里以沈阳市地下水环境影响评价为例，介绍通过水质模型的建立，对地下水环境影响分析定量化。

沈阳市地下水环境影响评价的基本思想是：首先研究确定表示地下水质量好坏的标志量，进行地下水质量的分级。然后，再根据影响地下水污染的各种环境要素与地下水污染等级的定量关系，建立环境质量分区模型，并结合市区建设规划研究未来可能对地下水质量的变化产生的影响，进而对地下水质量作出定量的预测。具体方法和步骤如下：

1. 根据水质监测资料，确定地下水质量好坏的标志量，考虑环境污染起始值和国家饮用水水质标准，计算地下水污染指数，对地下水污染程度分级。

2. 研究确定与地下水质量变化有关的影响因子，通过典型地段统计对比归纳方法，找出各因子与地下水污染等级间的相对数量关系，建立数学模型：

$$H_c=\overline{W}_j\ (D_z+D_m+K+M) \tag{11-32}$$

式中：H_c——环境质量变异系数，亦称地下水环境质量系数；$\overline{W}_j$——污染源影响分量；D_z——地质条件影响分量；D_m——地貌条件影响分量；K——开采强度影响分量；M——修正系数。

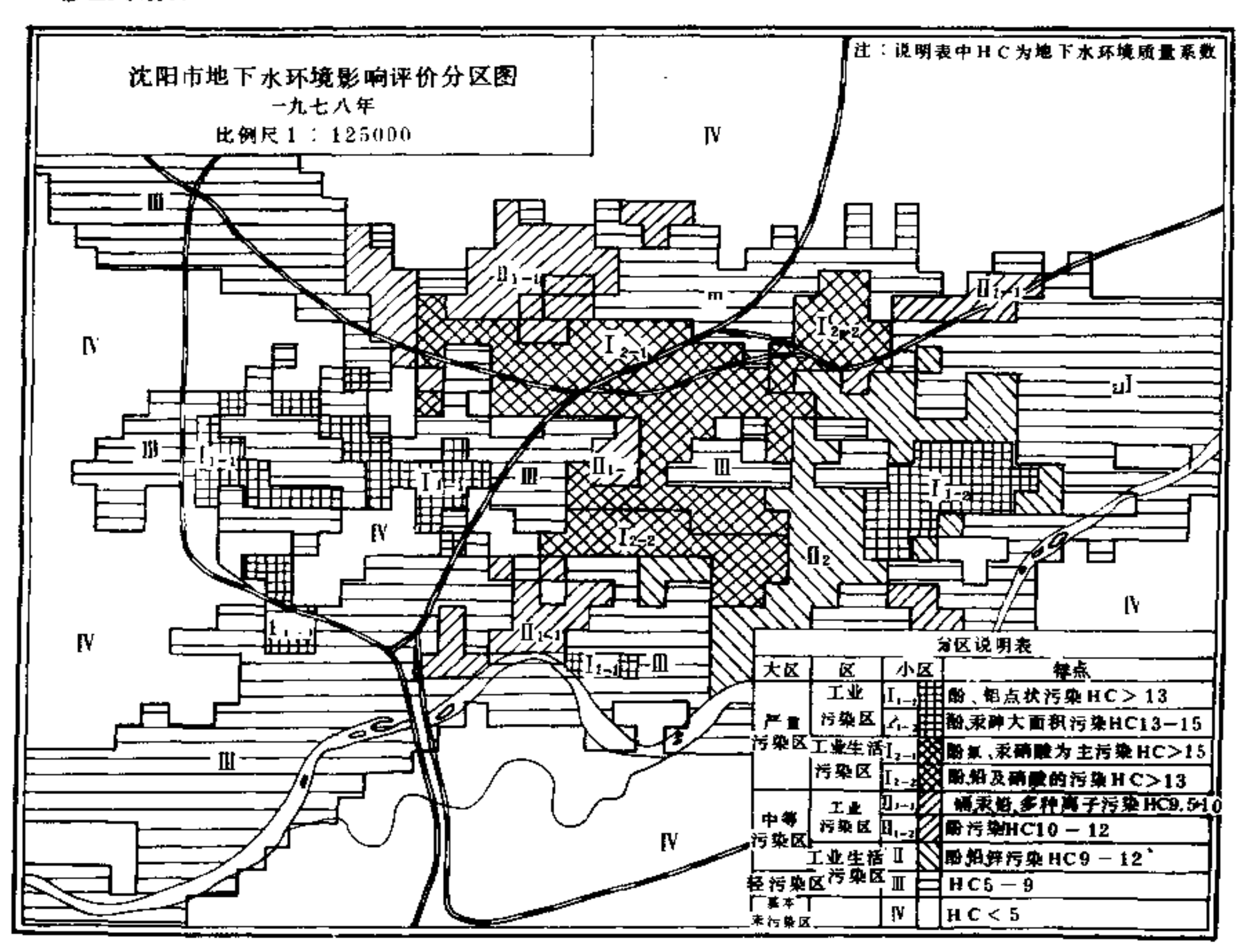


图 11-8　沈阳市地下水环境影响评价分区图

3. 按地面环境水文地质工作程度将研究区等格局化，每格局面积0.25km^2，每格局内依上述模式计算地下水环境质量系数。

4. 结合研究区区域规划和未来开发建设项目，分析人为因素影响改变地下水质量的情况，预测未来地下水由于人为开发而改变的环境质量系数。

5. 确定环境质量变异系数临界值，按上述变异系数进行分区，按污染特征进行次级分区（图11-8）。

6. 通过现状和未来环境质量变异系数的对比和地下水污染的特征、方式，确定地下水环境质量未来变化趋势，提出改善措施和最优化的管理方案。

思考题及习题

1. 背景值（本底值）、对照值、污染起始值和水质标准在概念上有什么不同？

2. 实际工作中应依据什么选择评价因子？

3. 指数法的物理意义是什么？

4. 地下水环境影响评价的主要内容和程序是什么？实际工作中应如何分析和评价人类生产活动对地下水环境的影响？

5. 试根据表11-10所给某地区浅层地下水水质分析资料，计算其均值型综合污染指数。

表11-10　某地浅层地下水水质分析资料及背景值

成分 含量(mg/L)	酚 (C_6H_5OH)	CN^-	Hg	Cr^{6+}	As	Pb	F^-	NO_3-N
实测值	0.004	0.1	0.001	0.05	0.1	0.1	2.0	60
背景值	0.002	0.05	0.001	0.05	0.05	0.05	1.0	20

6. 根据书中模糊数学法评价地下水质的示例，试计算其2号井、3号井、4号井的水质级别隶属度并区分地下水质等级。

第十二章 地下水环境的保护与管理

人类在开发利用地下水资源的同时，必须注意地下水环境的保护和管理，使之长期处于良性状态。地下水环境保护是为了合理开发利用地下水资源，调控地下水量，保持地下水质的良好状态，以防止地下水水源枯竭、地下水污染，地面沉降等环境水文地质问题。地下水管理是通过一定的有效措施对损害地下水资源的人类活动施加影响，使其危害因素降低到最小，社会、经济、环境效益取得最优，以达到既发展经济满足人类生产和生活的需要，又不致于破坏地下水资源。地下水环境的保护和管理是相辅相成的，缺一不可，是一个问题的两个方面。

第一节 地下水水质防护

地下水资源不同于地表水资源，其更新期很长，一旦水质受到损害或污染，便难于治理和恢复，因此保护地下水资源极重要的就是水质防护。地下水水质防护的主要目的是防止地下水污染，保持水质的良好状态。

地下水水质防护，按其性质和任务，可分为预防性的早期防护与治理性的后期防护。不论哪一类防护，都是以相应的环境质量评价为基础，前者与环境质量影响评价相对应，后者同环境质量现状评价相对应。按防护范围，地下水水质防护可分为区域防护和局部防护。由于地下水资源具有系统性的特点，所以地下水水质防护应从区域防护着手，加强局部防护。

一、地下水水质区域防护

地下水水质区域防护，主要是指大范围内的地下水质防护。地下水水质区域防护必须以区域环境水文地质条件的研究为基础和依据，充分利用环境的自然净化能力。既要合理开发地下水资源，又要防止地下水污染，使保护地下水资源与促进生产发展密切结合起来。

为了充分利用环境自然净化能力，有效地防治地下水污染，加强含水系统结构和含水层防污性能的研究是非常重要的。以往的水文地质调查，常常忽视这方面的研究。

所谓含水层防污性能，是指在一定的地质和水文地质条件下含水层防止污染的能力。含水层防污性能主要取决于含水系统的结构，它包括覆盖层岩性、厚度、地面破坏程度、地下水类型、埋藏深度、含水层和隔水层的岩性组合、它们的厚度及其在分布上的连续性等。含水系统结构和防污性能的研究，对于查明地下污染的原因、途径和分布范围等有着直接的关系，是进行区域地下水水质防护不可缺少的资料。一般来讲，地下水污染较严重的地区，多是含水层防污性能较差的地区。

前西德的维尔赫夫（H・Verhuff，1981）认为，考虑地下水防污性能时，应着重在防止来自地表的污染能力方面，主要考虑覆盖层防止污染的能力及含水层对已污染地下

水的净化能力（吸附、化学反应等）。具体考虑的因素如下：水文地质结构、包气带的地质条件及土壤条件、地下水埋藏深度或隔水层厚度。据此，他把地下水防污性能 划分为五级（图 12-1）。该分类未考虑包气带表层粘性土层的厚度、岩性和破坏程度、含水层厚度、隔水层连续性，这显然是它的缺陷。因为，在包气带结构中，表层粘性土愈粘重，厚度愈大，地下水便越不易受污染；在同一类型含水层中，含水层厚度愈大，其贮水量愈大，径流条件愈好，稀释能力便愈强，地下水愈不易受污染。

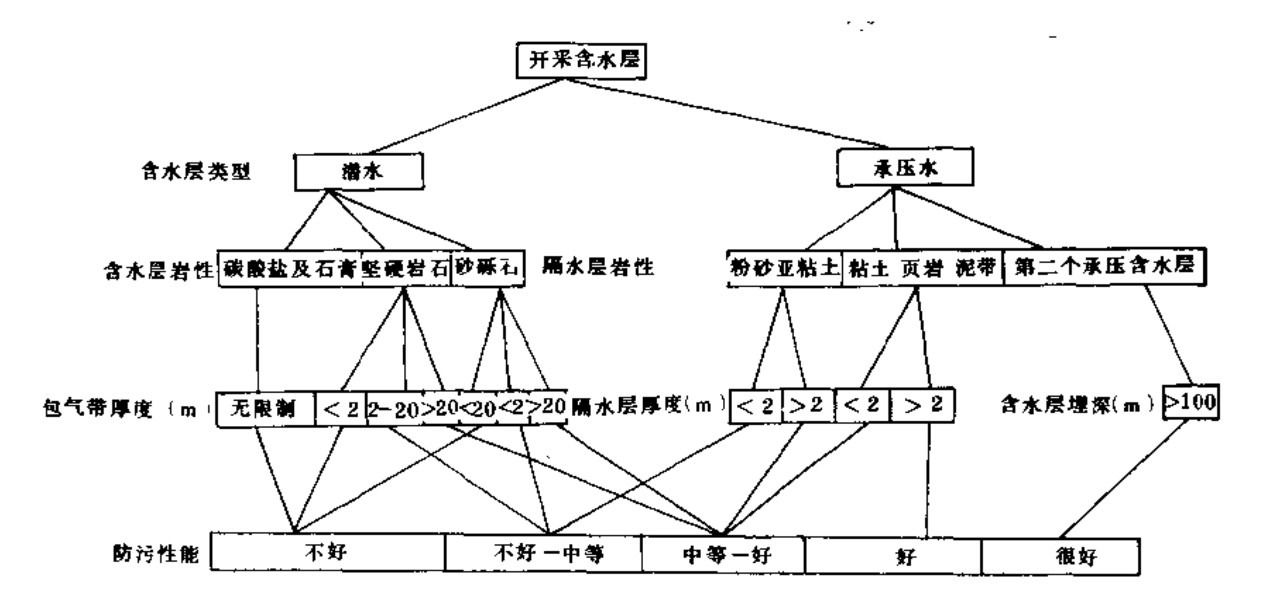


图 12-1　防止来自地表污染的地下水防污性能分类（据维尔赫夫，1981）

图 12-2 是根据含水层防污性能，在统计评分的基础上，编制的北京市西南郊含水层防污性能分区图。从图中可知，水源七厂地区含水层防污性能不好，地下水易受污染。

关于包气带即覆盖层的防污能力，也有采用覆盖层阻水系数来表示其净化能力的：

$$B=\frac{m_1}{k_1}+\frac{m_2}{k_2}+\cdots\cdots+\frac{m_n}{k_n} \tag{12-1}$$

式中：B——阻水系数，即污水、降水等从地表通过包气带到达含水层的时间；m_1、m_2、$\cdots\cdots m_n$ 及 k_1、$k_2\cdots\cdots k_n$——为覆盖层各类土层的厚度和相应的垂向渗透系数。这一表示方法的主要问题是未考虑覆盖层对污染水的化学净化能力。

为了反映含水层容纳和迁移污染物的性能，也可采用含水层过水断面单宽流量来表示。

在研究含水层防污性能时，应注意到由于地下水开发引起水文地质条件改变（例如傍河开采地下水）所可能导致的水质污染。

二、地下水水质局部防护

地下水水质局部防护主要是指地下水供水水源地的防护。即保护供水水源地的水质免受污染。

从理论上讲，地下水供水水源地保护，应是对整个补给区实行整体防护，但由于技术上、经济上和社会上的多种原因，这几乎是办不到的。切实可行的方法是在水源地及

外围实行局部分带防护，即设置卫生防护带。

防护带的设立不是为了杜绝污染，而是在一定时间内控制污染，以便采取治理措施。对埋藏浅的潜水及地表覆盖层较薄的水源地，防护带有明显效果。水源地的水质防护带，一般可分为两个带，即供水井附近严禁带及其外围的限制带。严禁带是指在该带内严禁有任何污染源和禁止修建任何与取水无关的建筑物。限制带是指在该带内不能进行有可能污染地下水的活动（如排放污水、污灌等）。有时也在与水源地有天然补给关系的上游地区，设立观察带，进行观察监视。

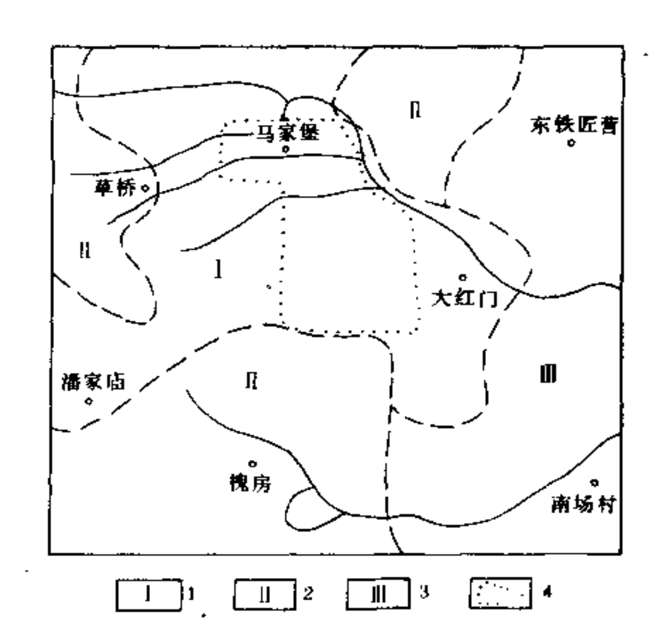


图 12-2 北京市西南郊含水层防污性能分区图

1—很不好；2—不好；3—中等；4—水源七厂水源地

防护带的范围主要取决于取水工程和环境水文地质条件。荷兰V·韦根尼（V·Waegeningh，1981）提出了潜水含水层防护带半径的计算公式：

$$r=\sqrt{\frac{Q}{\pi\cdot i}\left[1-\exp\left(-\frac{t\cdot i}{bn_e}\right)\right]} \tag{12-2}$$

式中：r——防护带半径（m）；Q——井的抽水量（m^3/a）；i——地下水的垂直补给量（m^3/a）；b——潜水含水层厚度（m）；n_e——有效孔隙度（%）；t——迟后时间（亦称传输时间），是指污染物由开采区降落漏斗范围内某一点运移至抽水井所需的时间（a）。

V·韦根尼和V·杜文布登提出，严禁区的迟后时间（t）可考虑为60天。这是因为严禁带主要是考虑防止病原菌的污染，据一些研究表明，沙门氏杆菌在地下水中的存活时间一般为44—50天，为安全起见，将其乘上1.2—1.4的安全系数，故取为60天。这样长的时间已足以破坏一般的病原菌，使其丧失病原性。限制区的迟后时间一般取为10年，这样做的目的是，一旦在此带内发现化学污染，也有足够的时间采取防治措施。

北京水源七厂采用式(12-2)计算出12眼供水井的防护半径，严禁带半径最大为158米，最小为108米；限制带半径最大为938米，最小为672米。其结果与V·韦根尼报导的松散沉积物含水层严禁带最大半径150米和迟后时间为10年的限制带半径800米甚为接近。

必须注意到，上述防护带的划分，严禁带主要考虑防止病原菌的污染，属于卫生防护，这对于病毒污染可能是无效的，因为有些病毒的存活时间长于60天。另一方面，它只考虑到病原菌的水平迁移，因而主要适用于污染物从水平方向补给含水层的条件（如污水河渠、污水管道水平补给潜水的情况）。对于通过包气带来自地面污染源（如渗坑、渗井、垃圾堆等）的病原菌，它们首先经过包气带作垂向迁移，然后进入含水层作水平

迁移，所以，迟后60天的时间应是病原菌垂直迁移时间和水平迁移时间的总和。这样，在包气带较厚，且为粘性土覆盖时，按式（12-2）计算的防护带半径必然偏大。因此，计算时必须考虑具体水文地质条件，特别是包气带的岩性和厚度。

第二节　地下水污染综合防治

保护地下水资源必须切实防治地下水污染。要想有效地防治地下水污染，必须采取区域地下水污染综合防治。地下水污染综合防治，是针对区域地下水污染的主要问题，根据环境水文地质条件，从区域整体出发，采取多种切实可行的防治措施，做到技术可行和经济合理的统一，其基本原则是：预防为主，防治结合，加强管理，综合防治。

一、地下水污染的预防性措施

预防地下水污染的措施主要包括合理进行规划布局，减少污染物的产生和排放，防止污水和废渣淋滤液的渗漏等。

（一）合理进行规划布局，加强地下水质保护

天然净化能力是一种控制地下水污染的重要因素，合理进行城市发展规划和工业布局可以充分利用环境自净能力，起到控制地下水污染的作用。地下水保护工作应与经济发展同步规划，同步实施。凡是兴建工矿企业，都应根据企业性质、区域环境条件，特别是含水系统结构和含水层防污性能来选择厂址。对那些容易造成地下水污染的厂矿企业，尽可能布置在地下水下游、防污条件较好的地方或采用管道排污。更要注意选择适宜的地点作为废水、废渣的处理场所。最好把这种场所放在远离开采含水层的补给区、城市和水源地的下游、稳定隔水层广泛分布、地形低洼封闭之处。新建水源地也必须考虑环境水文地质条件，最好建在城市上游地下水补给区和防污条件较好的地方，并严格按局部防护带设置的要求建立供水水源地的防护带。在农业生产中利用废水污灌时，要选择包气带土层渗透性较差、厚度较大的地区。

（二）改进生产工艺技术，减少"三废"排放量

工业"三废"尤其是废水是地下水污染的主要污染源。因此控制"三废"尤其是废水的排放量和排放标准是预防地下水污染的主要措施之一。这就要求通过企业技术改造，改进生产工艺，搞好工业用水的闭路循环，最大限度地减少工业"三废"尤其是废水的排放量，且排放的"三废"尤其是废水必须符合国家《工业"三废"排放标准》（GBJ_4-73）的要求，要尽量实行"三废"尤其是废水的无害化、资源化。关键在于无害化，目标是资源化。但对废水的处理应因地制宜，根据废水性质，处理后的用途以及各地的环境自然净化能力，经济能力，采用多种处理措施，充分注意到技术上的可行性和经济上的合理性。

（三）防止污水（或固体淋滤液）入渗

对于不得不排放的污水（包括工业和生活污水），必须防止它们在排放的途中和在污

水处置场地向含水层渗漏。为防止渗漏，对排污管渠应采取防渗衬砌措施。对排污量和漏失量较大的厂矿，可建立层状排水防渗装置（图 12-3），将漏失污水汇集排除。如果隔水层埋藏不深，可采用环状防渗幕将污水源和地下水隔离，排除渗入的污水和大气降水（图 12-4）。

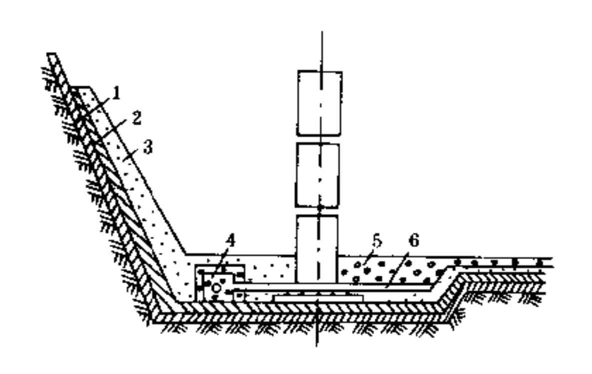


图 12-3　工厂下面的层状排水防渗装置

（据 Φ·M·鲍契维尔等）

1—嵌入土中的碎石；2—粘土或混凝土；3—粗砂；4—汇集排水处；5—卵石或碎石；6—排水管

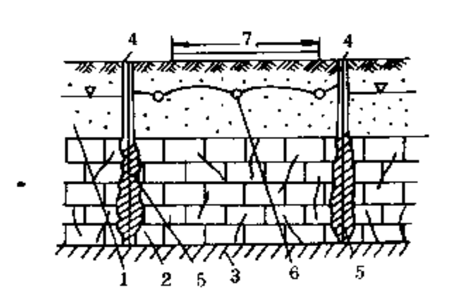


图 12-4　环状防渗幕

（据 Φ·M·鲍契维尔等）

1—砂砾石；2—裂隙渗水岩石；3—隔水层；4—防渗墙；5—胶结幕；6—排水设备；7—地下水污染源

当利用地下岩溶洞穴及深部采空区排放污水时，必须查明当地的水文地质条件，并经试验证明无污水渗漏和对环境无害后方可实行。

对毒性较大的垃圾、废渣以及尾矿砂的堆放地，应设置防渗层，防止淋滤液下渗污染地下水。另外，在农业活动中应尽量使用易被植物吸收、土壤分解的化肥和低毒低残留农药，并严格掌握其使用量，防止污染地下水。

二、地下水污染的治理措施

治理已污染的地下水比较困难。我国在这方面的工作起步较晚。总的原则是首先切断或治理污染源，防止污染物继续进入地下水，然后再针对引起地下水污染的主要原因、污染途径和经济技术条件采取相应的治理措施。

（一）治理或切断污染源

根据我国地下水污染的实际情况，大量的未经处理的污水渗入地下是造成地下水污染的主要污染源。因此积极开展污水的处理和综合治理是治理地下水污染的关键。有条件的地方可兴建污水处理厂或其它环境工程。处理后的污水还可根据其质量用于不同目的的供水。

当污水已经渗入到含水层中形成了一个污染中心，但还没有运移到水源地时，为了阻止污染物质的弥散迁移，可以采取堵塞或截流措施，切断其污染源。堵塞措施是在隔水底板埋藏较浅的情况下，在地下水污染中心与水源地之间设置穿过整个含水层的防渗墙或防渗幕，以阻挡污水运移。截流措施是在污染区与水源地之间布置抽水孔组（线状、

环状等）或水平排水建筑物，通过抽排水形成下降漏斗，以阻止污染水向水源地流动。采取截流措施时，应当考虑污水的出路或净化处理问题。

（二）人工补给

对已被污染的地下水，采用人工补给的方法，可加速被污染地下水稀释和净化作用过程。采用人工补给时，要对补给水和被污染地下水的化学成分及有害物质作定期监测，以掌握其变化情况。

（三）加大抽水排除污水

对已污染的地下水，可采用增加抽水量的办法，使更多的污水被直接排出，促进净化作用。但应考虑抽出污染水的出路和净化处理问题。

（四）污水灌溉

土壤是一个天然的过滤器，利用被污染的地下水进行灌溉，不仅可以使农业增产，还由于土壤对污染物的吸附、分解等使被污染的地下水净化。一般污染地下水的有害物质浓度不高，不会造成土壤污染及对农作物的危害。大量抽取被污染的地下水进行灌溉，还可以促进污染水的循环交替而增加净化速度。但必须注意土壤的自净能力、污染水有害物质的浓度、灌溉方式、以及选择合适的地段。

实际工作中，地下水污染的预防和治理很难截然分开，其主要防治措施见表 12-1。

表 12-1　地下水水质问题防治措施简表

<table>
<tr><th>水质问题</th><th colspan="2">水质问题的主要成因</th><th>主要防治措施</th></tr>
<tr><td rowspan="6">地下水污染</td><td colspan="2">污染物垂直入渗污染</td><td>1. 根据环境水文地质条件，合理规划，分区制订地下水水质保护措施。
2. 治理污染源，防治“三废”污染环境。
3. 健全城市市政卫生工程设施，建立合理的排污与处理系统，严防污染物进入地下水保护层缺乏地区的土体</td></tr>
<tr><td rowspan="2">地下水开采</td><td>水动力条件改变</td><td>1. 控制地下水开采强度，适当开展人工回灌。
2. 适当调整地下水开采层次与开采地段。</td></tr>
<tr><td>成井工艺不佳、混合开采等</td><td>1. 控制地下水开采强度。
2. 完善成井工艺，分层开采，封填废井</td></tr>
<tr><td rowspan="2">环境化学条件改变</td><td>环境污染</td><td>控制环境污染，防治酸雨（参见本表第 1 栏）</td></tr>
<tr><td>地下水开采</td><td>控制开采强度，合理开采</td></tr>
<tr><td colspan="2">人工回灌</td><td>控制回灌水质</td></tr>
</table>

第三节　地下水管理

所谓地下水管理，是以水文地质学和环境科学的理论为指导，运用技术、经济、法律和行政等有效手段，对人类不合理开发利用和损害地下水资源的活动施加影响，使其

危害因素降低到最小，经济、社会、环境效益取得最优，以达到保护地下水资源和控制或防治环境水文地质问题的产生和发展。地下水管理实际上包括了资源管理和环境管理两方面的内容，涉及经济、技术、社会、环境等诸方面的问题，具有多层次、多因素的特点，是一项复杂的、综合性的系统工程。

一般，地下水管理应按地下水系统来进行，在管理上要注意协调和兼顾地下水同地表水的关系，最好对地下水和地表水实行统一管理、统一规划、合理调配、综合利用。

一、地下水管理的目的、任务和内容

地下水管理、就资源管理而论，其管理目的主要是：把开采地下水所造成的危害因素降低到最小，使用者在经济、技术上长远地获得最大效益，起到以管促治，兴利除害的作用。就地下水环境管理而论，其管理目的主要是防治地下水环境质量的降低，避免人为环境水文地质问题的产生和发展。

地下水管理的任务是合理开发利用与保护地下水资源。具体任务包括：对地下水系统进行分析研究，优选水源，确定和控制水源地的允许抽水量，统筹安排区域地下水资源的分配和地下水、地表水的联合使用，对地下水环境保护措施和地下水水质局部防护措施进行长远的考虑、设计和实施。制定区域各类供水水质标准和排污标准，协调、监督和管理各部门、各单位之间的计划用水，制止对地下水资源的不合理开发。建立地下水管理模型。完善管理系统。

地下水管理的内容，就地下水资源管理而论，管理内容主要是地下水资源的保护、合理开发与最佳利用。就地下水环境管理而论，主要以防止水源枯竭、控制地面沉降、阻止盐水入侵、防治地下水污染、预防土壤的次生盐渍化和沼泽化等为管理的主要内容。按照管理性质，地下水环境管理的内容有以下三个方面：

1. 地下水环境质量管理。主要内容为：地下水水质标准的制定，排污标准的制定，容许抽水量和容许界限水位的确定，水质评价，地下水环境质量及污染源的监控，地下水环境质量的变化过程、现状和发展趋势的分析评价，确定地下水环境容量和总量控制，定期编写环境质量评价报告等。

2. 地下水环境技术管理。主要内容为：根据水文地质条件对局部污染源采取防污技术措施，对地下水污染采取防治处理技术措施，对废物处理、废水排放、污水灌溉等制定恰当的技术标准、技术规范和技术措施。通过各种有效措施使生产单位采用对环境危害最小的技术，促进“三废”（主要是废水）无害化、资源化技术的发展，建立地下水水质管理模型等。

3. 地下水环境计划管理。主要内容是：把地下水环境目标纳入计划，制定并实施地下水水质防护规划，制定并实施区域地下水污染综合防治规划等。

在地下水管理中，应处理好以下几个关系：地下水资源利用和地下水资源保护的关系；地下水开发利用与地表水开发利用的关系；生活、工业和农业用水之间的关系，排水和供水，特别是矿山排水和供水之间的关系；地下水开发与名胜大泉的关系（防止出现水枯景败的危险）。

为了对地下水进行统一管理，必须建立专门的管理机构，行使监督、管理和执法等权力和职能，依据《中华人民共和国水法》（1988 年颁布）和有关法规，运用技术、经济、

行政和法律等手段，对地下水资源进行科学、统一的管理。改变和制止水资源开采利用方面各自为政的无政府状况。

二、容许抽水量和容许界限水位的确定

为了防治地下水水源枯竭、地面沉降和盐水入侵等环境地质问题，须确定容许抽水量或容许界限水位。

容许抽水量是有补给保证，且不产生环境水文地质问题的最大抽水量。容许界限水位是不发生环境水文地质问题的临界水位。容许抽水量或容许界限水位的确定，应从各个地区的水文地质条件出发，考虑主要的环境水文地质问题。

确定容许抽水量的方法有希尔法与哈尔丁法。前者根据抽水量与地下水位变化的关系作图确定（图 12-5）；后者以地表水对地下水补给量与地表水位变化的关系作图确定（图 12-6）。其基本原理都是在持续保持水位多年稳定的水均衡状态下，求最大抽水量。二者均取与年水位变化为零相对应的抽水量为容许抽水量。

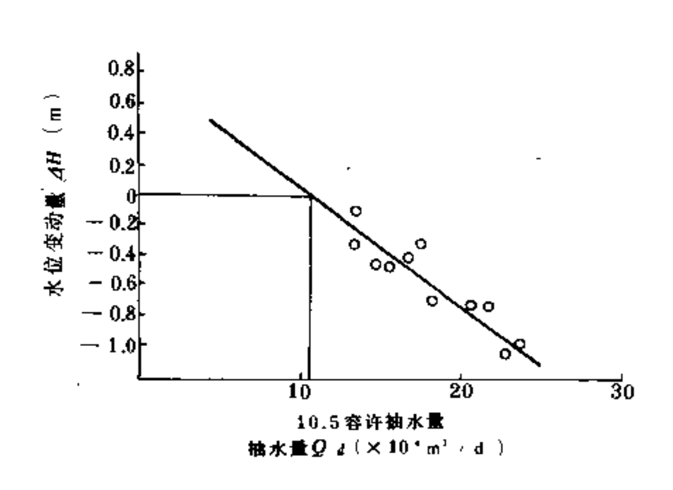


图 12-5　希尔法求容许抽水量
（据地下水盆地管理）

图 12-6　用哈尔丁法求容许抽水量
（据地丁水盆地管理）

容许界限水位的确定方法，应考虑主要的环境水文地质问题。如为防止地面沉降，可根据地面沉降速度与含水层水压的关系确定容许界限水位，如图 12-7，从图上找出总趋势向右下方倾斜的直线，可以下式表示：

$$-\left(\frac{dH}{dt}\right)=K\left(P_0-P\right) \qquad (12\text{-}3)$$

式中：$-\left(\frac{dH}{dt}\right)$——为地面沉降速度；$P$——实测地下水压；$P_0$——标准地下水压，即相当于$\frac{dH}{dt}=0$的水压；$K$——比例常数。该式表明，如维持 P_0 水压，则地面停止沉降。因而标准地下水压便成为阻止地面沉降的容许界限水位。

三、地下水管理的步骤及地下水管理模型

（一）地下水管理的工作步骤

地下水管理应以地下水系统为基础，地下水管理的一般步骤或程序如图 12-8，简述如下：

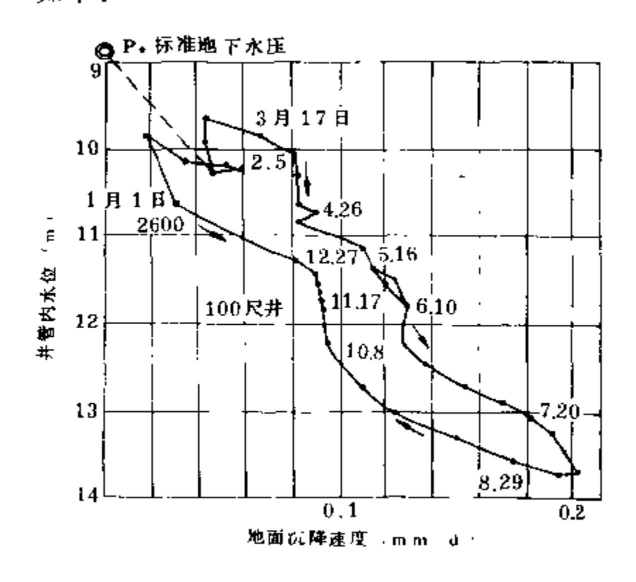


图 12-7　求标准地下水压 P_0 的方法
（据地下水盆地管理）

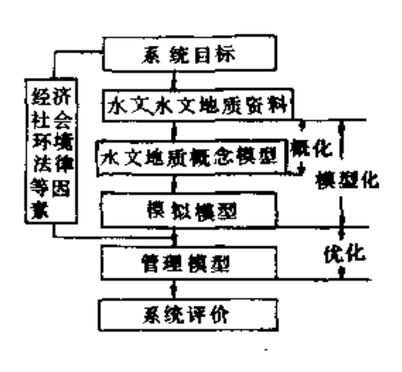


图 12-8　地下水管理研究工作步骤框图

（1）管理区水文地质条件的概化：主要内容是从系统工程观点出发，应用水文地质学的理论、方法，对地下水系统及其边界的岩性结构、水动力、水化学等特征进行综合分析，分析的结果形成水文地质概念模型。

（2）地下水系统的模型化：就是建立模拟模型，以模拟地下水的特征。模拟模型有物理模型和数学模型两类。前者主要是电网络模型，后者主要有解析法和数值法。其中数值法中的有限差分法和有限单元法最为常用。

（3）地下水管理的最优化：就是在地下水系统模拟模型基础上，通过优化综合考虑技术、经济、社会、环境等因素来求解地下水系统的最优决策。在这一优化过程中建立的数学模型称管理模型。最常用的地下水管理模型是线性规划模型。

（4）系统评价（决策结果的综合评价）：是从技术、经济、社会、环境等方面对优化方案进行综合评价，从中选出最佳（优）方案，或排出方案的优先顺序。

（二）地下水管理模型及运用

一般而言，地下水管理模型是由描述地下水（水量或水质）规律的模型和为达到管理目标的决策模型组成。前者揭示特定条件下地下水的运动规律，后者使系统在一定程度上反映人的要求。换句话说，地下水管理模型是在一定的约束条件下使目标达到最优的数学模型。它是一类最优化模型。主要有线性规划模型、非线性规划模型、动态规划

模型等。最常用的是线性规划模型，求解方法主要有图解法和单纯形法。

地下水管理模型有不同类型。根据系统的目的可把地下水管理模型分为：水力管理模型、水质管理模型、经济管理模型。根据系统的状态与时间的关系可分为：稳态（或静态）管理模型和非稳态（或动态）管理模型。根据地下水系统的参数分布形式，可分为集中参数系统管理模型和分布参数系统管理模型（前者不含空间变量，仅与时间有关，后者含空间变量和时间变量）。根据系统中变量取值性质可分为确定性管理模型和随机管理模型等。

实际工作中，应根据管理工作的任务、目的、要求及有关资料来选择和建立管理模型。运用管理模型时，必须首先确定决策变量、目标函数和约束条件。

1. 决策变量

在地下水管理工作中，我们把人为可控的输入变量称为决策变量。通常，可考虑的决策变量如下：

（1）地下水的抽水量或水位在区域上和时间上的分布。

（2）地下水水质。

（3）地下水中某一或某些污染物的浓度在区域上和时间上的分布。

（4）与含水层相联系的地表水位或泉的流量。

（5）人工补给地下水的水量或水质在区域上和时间上的分布。

需要说明，在地下水管理中，把用来表示地下水系统状态的变量，称为状态变量，如地下水水位、浓度等，它一般为输出变量。

2. 目标函数

目标函数表征系统管理的目标，一般由决策变量的函数表示。多以极值（极大值或极小值）形式出现。常用的目标函数如下：

（1）限制规定水位（或设计水位）与实际水位之间绝对差值的总和最小。

（2）在规定降深条件下，总出水量最大。

（3）某一污染物在水中的规定浓度（或限制浓度）与实际浓度之间的绝对差值的总和最小。

（4）获得单位体积水的成本最低或能量消耗最小。

（5）在规定期限内所得的净利润最大或净收益最多。

为了求出目标函数的极值，要用最优化数学模型，常用的是线性规划模型。

3. 约束条件

约束条件是指对地下水系统及有关因素的限制条件。包括技术、经济、社会、环境等约束。通常，约束条件规定了决策变量的取值范围。一般，约束条件表现为代数等式或不等式、微分或积分方程等形式。通常，可以考虑的约束条件如下：

（1）在空间上，或规定的地区，地下水水位不应超过规定的最高水位或不应低于规定的最低水位。

（2）抽（排）水流量不得超过某一限定最大值或低于某一限定最小值。

（3）总抽水量满足规定的需水量。

（4）在空间上，或规定的地区，地下水中的某种或某几种污染物的浓度不允许超过标准值。

(5) 为控制地面沉降，不允许超过容许界限水位，或地面沉降量不超过某一规定值。

(6) 开发过程中对泉的影响，不应使泉的流量小于规定的指标。

(7) 盐水入侵带的范围不应超过规定值。

(8) 人工补给含水层的水，抽水之前在含水层中贮留的时间，应超过最短规定期限。

(9) 河流基流量不应低于规定的最小值。

以上约束条件均可用数学方式相应地表示出来。对于社会、环境等难以量化表示的不确定性约束，可制定相应条款作为约束条件。

如果把数学模拟模型用数值法离散成线性代数方程组作为等式约束条件，即为建立地下水管理模型的"嵌入法"。如用降深与开采量之间的卷积方程的离散形式作为约束条件，即为建立地下水管理模型的"响应矩阵法"。请参阅有关书籍。

思考题

1. 地下水环境的保护和管理有什么意义？

2. 地下水水质防护分为几种类型，目的任务是什么？

3. 所谓含水层的防污性能指的是什么？它包括哪些方面？

4. 地下水质局部防护分为几个带？如何计算防护带半径？

5. 地下水污染的防治措施主要有哪些？

6. 地下水管理和管理模型的概念含义。

7. 运用地下水管理模型时，应考虑哪些因素？决策变量、目标函数和约束条件的含义是什么？各主要包括哪些内容？

附录一　生活饮用水水质标准

GB　5749-85

项	目	标	准
感官性状和一般化学指标	色	色度不超过15度，并不得呈现其他异色	
	浑浊度	不超过3度，特殊情况不超过5度	
	臭和味	不得有异臭、异味	
	肉眼可见物	不得含有	
	pH	6.5—8.5	
	总硬度（以碳酸钙计）	450	mg/L
	铁	0.3	mg/L
	锰	0.1	mg/L
	铜	1.0	mg/L
	锌	1.0	mg/L
	挥发酚类（以苯酚计）	0.002	mg/L
	阴离子合成洗涤剂	0.3	mg/L
	硫酸盐	250	mg/L
	氯化物	250	mg/L
	溶解性总固体	1000	mg/L
毒理学指标	氟化物	1.0	mg/L
	氰化物	0.05	mg/L
	砷	0.05	mg/L
	硒	0.01	mg/L
	汞	0.001	mg/L
	镉	0.01	mg/L
	铬（六价）	0.05	mg/L
	铅	0.05	mg/L
	银	0.05	mg/L
	硝酸盐（以氮计）	20	mg/L
	氯仿*	60	μg/L
	四氯化碳*	3	μg/L
	苯并（a）芘*	0.01	μg/L
	滴滴涕*	1	μg/L
	六六六*	5	μg/L
细菌学指标	细菌总数	100	个/ml
	总大肠菌群	3	个/L
	游离余氯	在与水接触30min后应不低于0.3mg/L。集中式给水除出厂水应符合上述要求外，管网末梢水不应低于0.05mg/L	
放射性指标	总α放射性	0.1	Bq/L
	总β放射性	1	Bq/L

* 试行标准

中华人民共和国卫生部 1985-08-16 发布　　　　1986-10-01 实施

附录二　地下水环境质量模糊数学法评价电算程序

（一）使用说明

1. 本程序用 BASIC 语言编写，采用M（·，＋）模型，水质分为四级。
2. 评价因子的权重主要根据其性质和含量对水质质量的双重影响确定。即由基本权重（危害权重）和附加权重（指数权重）合成并经归一化处理得出某水样某评价因子的实际权重。
3. 数组说明：

X（M）——各井孔水质分析资料一维数组

C（L，M）——地下水质量分级二维数组

R（M，L）——模糊关系矩阵

BT（M）——评价因子基本权重（危害权重）一维数组

WJ（M）——评价因子附加权重（指数权重）一维数组

A（M）——评价因子的实际权重一维数组

B（L）——隶属度一维数组

（二）源程序

```
10  REM 地下水环境质量模糊数学评判程序 [M（·，＋）模型]
20  CLS
30  PRINT  TAB (25);" 地下水环境质量模糊数学评判程序"：PRINT：PRINT
40  INPUT  " 输入计算日期="；D$
50  INPUT  " 输入井点个数="；N
60  INPUT  " 输入污染参数（评价因子）个数="；M
70  INPUT  " 输入地下水级别数="；L
80  DIM X(M),C(L,M),BT(M),R(M,L),WJ(M),A(M),B(L)
90  FOR I=1 TO L
100 FOR J=1 TO M
110 READ C(I,J)
120 NEXT J ,I
130 FOR I=1 TO M
140 READ BT(I)
150 NEXT I
160 CLS
170 LPRINT  TAB(15);"地下水环境质量级别隶属度及等级电算成果表"
180 LPRINT  TAB(15);"* * * * * * * * * * * * * * * * * * * * *"
190 LPRINT  "---------------------------------------------------------"
200 LPRINT TAB(15);" I ";TAB(24);" II ";TAB(34);" III ";TAB(44);" IV ";TAB
    (53);"地下水质量等级"
210 LPRINT  "------------------------------------------------------------------"
220 K=0
230 K=K+1
```

```
240  FOR I=1 TO  M
250  READ X(I)
260  NEXT I
270  FOR I=1 TO  M
280  IF X(I)<C(1,1) THEN R(I,1)=1 : GOTO 310
290  IF X(I)<C(2,I) THEN R(I,1)=(C(2,I)-X(I))/(C(2,I)-C(1,I)) : GOTO 310
300  R(I,1)=0
310  IF X(I)<=C(1,I)  AND  X(I)>=C(3,I) THEN R (I,2)=0 : GOTO 340
320  IF C(1,I)<X(I) AND X(I)<C(2,I) THEN R(I,2)=(X(I)-C(1,I)/(C(2,I)-C(1,I)) : GO-
     TO 340
330  IF C(2,I)<=X(I) AND X(I)<C(3,I)  THEN R(I,2)=-(X(I)-C(3,I))/(C(3,I)-C(2,I))
340  IF X(I)<=C(2,I) AND X(I)>=C(4,I) THEN  R(I,3)=0 : GOTO 370
350  IF C(2,I)<=X(I) AND  X(I)<(3,I) THEN R(I,3)=(X(I)-C(2,I))/(C(3,I)-C(2,I)) :
     GOTO 370
360  IF C(3,I)<=X(I) AND X(I)<C(4,I) THEN R(I,3)=-(X(I)-C(4,I))/(C(4,I)-C(3,I))
370  IF X(I)<=C(3,I) THEN R(I,4)=0 : GOTO 400
380  IF X(I)<C(4,I) THEN R(I,4)=(X(I)-C(3,I))/(C(4,I)-C(3,I)) : GOTO 400
390  R(I,4)=1
430  SJ=0
440  FOR J=1 TO L
450  SJ=SJ+C(J,I)
460  NEXT J
470  SJ=SJ/L
480  WJ(I)=X(I)/SJ
530  NEXT I
540  WB=0
550  FOR I=1 TO M
560  WB=WJ(I)+BT(I)+WB
570  NEXT I
580  FOR I=1 TO M
590  A(I)=WJ(I)+BT(I)/WB
600  NEXT I
610  LPRINT TAB(3);K;
620  FOR J=1 TO L
630  B(J)=0
640  FOR I=1 TO M
650  B(J)=A(I)*R(I,J)+B(J)
660  IF B(J)>=1 THEN B(J)=1
670  NEXT I
680  LPRINT TAB(10*J+2);USING "##.###";B(J);
690  NEXT J
700  MA=B(1);II=1
710  FOR I=2 TO L
```

```
720 IF B(I)>MA  THEN MA=B(I):II=I
730 NEXT I
740 LPRINT  TAB(60);II
750 LPRINT "----------------------------------------------------------------------------------------------------"
760 IF K<N THEN 230
765 LPRINT TAB(30);
770 LPRINT TAB(50);D$
780 FOR I=1 TO 5000 : NEXT I : CLS
```

附录三　地下水质有限单元法数值模拟电算程序

一、电算框图（图 1）

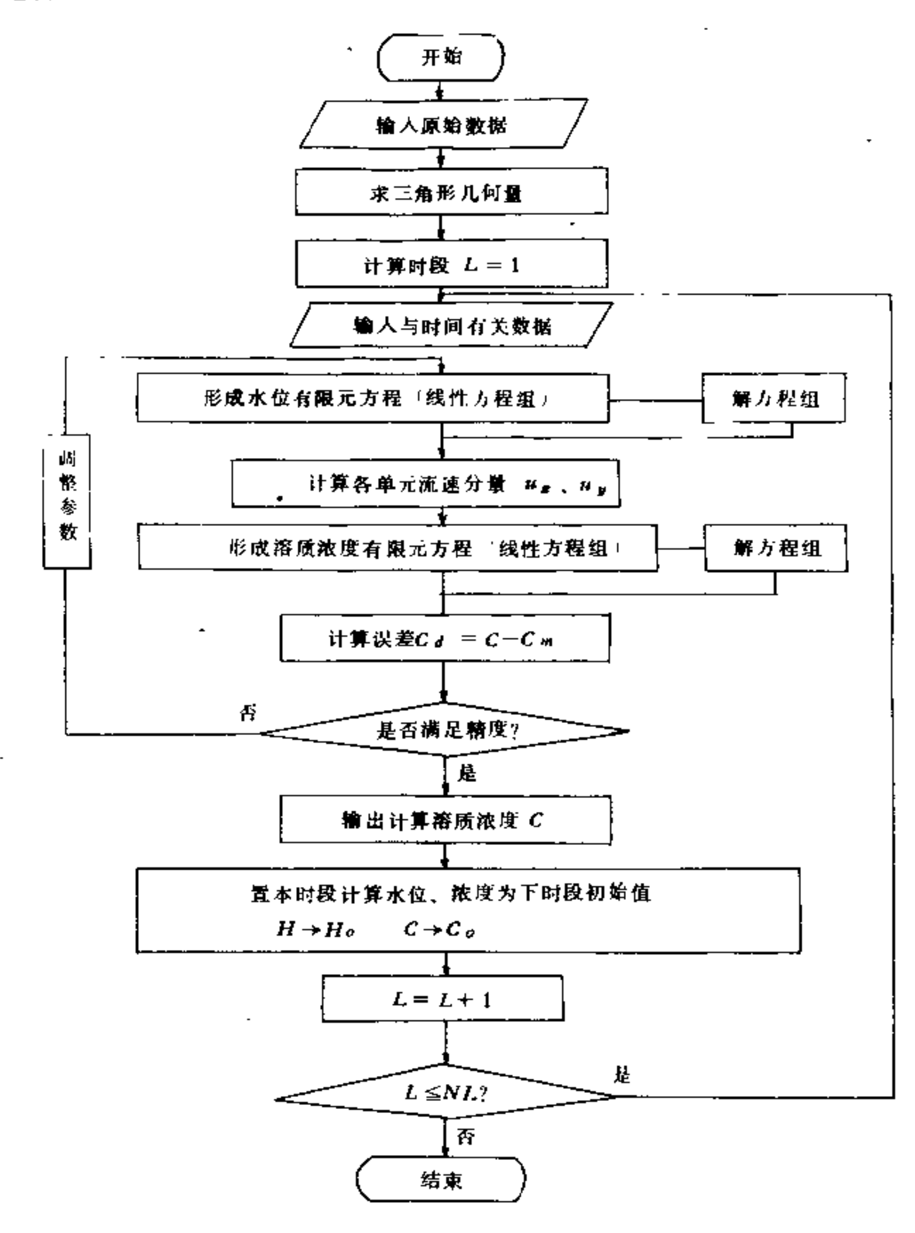


图 1　地下水水质有限单元法数值模拟电算框图

二、使用说明

1. 程序用途及要求

本程序用 BASIC 语言编写，可以在大中型计算机上使用，也可以在小型、微机上使用。本程序主要用于多种边界、水文地质参数有多个分区情况下地下水中溶质浓度的数值法计算、预测。本程序对单元、结点的编号有以下要求：

(1)结点号、单元号、分区号都要由小到大连续编号，不能间断。

(2)结点编号顺序是：内结点→第二类边界点→水位、浓度变化已知的第一类边界点→定水头、定浓度一类边界点。

(3)整个计算区域可按其参数不同分若干个区，要求每个分区内单元的编号连续。

2. 标识符(变量)说明

N：结点总数

N1：内结点数

N2：二类边界最大结点号

N3：水头、浓度变化已知一类边界点最大结点号

M：单元个数

G：参数分区个数

L1，DT：计算时段数与时间步长(d)

DH：一类边界点在时间步长内的水位变化值(m)

DC：一类边界点在时间步长内的浓度变化值(mg/L)

X(N)、Y(N)：结点横、纵坐标(m)

ZI $ (N)：结点代号

H(N)、CC(N)：各结点水位(m)、浓度(mg/L)值

BD(N)：结点底板标高(m)

R(0,m)：各单元所属分区

R(1,m)，R(2,m)，R(3,m)：各单元三个结点号

G(G)：各分区最大单元号

B(M,3)，C(M,3)：各单元计算的几何量，b_i，b_j，b_k；c_i，c_j，c_k

S(M)，SI(N,M)：三角形单元面积(m^2)

S：计算区(工作区)总面积(m^2)

KK(G)：各分区渗透系数 K(m^2/d)

U(G)：各分区给水度 μ(无量纲)

NN(G)：各分区孔隙度 n(无量纲)

DD(G)：各分区弥散系数 D(m^2/d)

E(G)：各分区水量垂向补给排泄强度(m/d)

E1(G)：各分区溶质源汇项(mg/m^2 · d)

Q1(N2-N1)：二类边界上单宽流量(m^3/d · m)

Q2(N2-N1)：二类边界上单宽溶质通量(mg/d·m)

T(M)：单元导水系数(m^2/d)，后作为计算常数项列矩阵的中间值

A(N1,N)：先存放水位总系数矩阵〔A〕，再存放溶质总系数矩阵〔E〕

AI(M,N)：水位计算中作中间变量，浓度计算中作矩阵〔B〕

VX(M)、VY(M)：各单元流速分量 v_x、v_y

HC(N2)：高斯消元法中存放水位(浓度)结果

HI(M)、HJ(M)、HK(M)：存放水位常数项列矩阵的值

3. 程序操作说明

(1)用 DATA 语句依次输入结点号、横坐标 x、纵坐标 y、底板标高 BD、初始水位 H(N)、初始浓度 CC(N)。

(2)用 DATA 语句依次输入各单元的三个结点号 i,j,k(i,j,k 号码必须按逆时针方向的顺序排列)。

(3)用 DATA 语句输入各分区的最大单元号及参数值 K、μ、n、D、E(垂向补给强度 ε)、EI(溶质源汇项 W_c)。

(4)用 DATA 语句输入第二类边界上两结点间的单宽流量 Q1(q)及溶质通量 Q2(q_c)。

(5)键入 RUN。

(6)根据屏幕提示键入结点总数(N)、内结点数(N1)、二类边界点界限(N2)、非稳定一类边界点界限(N3)、单元总数(M)、分区数(G)、计算时段(L1)、时间步长(DT)，时间步长内一类边界水位变化值(DH)、浓度变化值(DC)。

(7)回车，进入计算。

输出结果是不同结点、不同时段的水位 H(m)和浓度 C(mg/L)值。

三、源程序

```
1    INPUT  " n,n1,n2,n3,m,g";N,N1,N2,N3,M,G
2    INPUT  " l1,dt,dh,dc";L1,DT,DH,DC
5    DIM X(N),Y(N),R(3,M),S(M),SI(N,M),B(M,3),C(M,3)
6    DIM Z1$(N),H(N),CC(N),BD(N),HC(N),Q1(N2),Q2(N2)
7    DIM KK(G),U(G),DD(G),NN(G),G(G),E(G),E1(G)
10   FOR I=1 TO N : READ Z1$(I),X(I),Y(I),BD(I),H(I),CC(I) : NEXT I
15   FOR I=1 TO M : READ R(1,I),R(2,I),R(3,I) : NEXT I
20   FOR I=1 TO G : READ G(I),KK(I),U(I),NN(I),DD(I),E(I),E1(I) : NEXT I
30   FOR I=N1 TO N2-1 : READ Q1(I),Q2(I) : NEXT I
33   FOR I=1 TO M : A=1
35   FOR J=1 TO G-1
37   IF I>G(J) THEN A=A+1
39   NEXT J : R(0,I)=A
40   NEXT I
50   FOR I=1 TO M : LI=R(1,I) : LJ=R(2,I) : LK=R(3,I)
```

```
60  B(I,1)=Y(LJ)-Y(LK) : B(I,2)=Y(LK)-Y(LI) : B(I,3)=Y(LI)-Y(LJ)
70  C(I,1)=X(LK)-X(LJ) : C(I,2)=X(LI)-X(LK) : C(I,3)=X(LJ)-X(LI)
80  S(I)=0.5*(B(I,1)*C(I,2)-B(I,2)*C(I,1) : S+S(I)
90  NEXT I
110  LPRINT "   n  n0  x  y  hz"
I15  LPRINT
120  FOR I=1 TO N
130  LPRINT TAB(3);I;TAB(15);Z1$(I);TAB(30);X(I);TAB(45);Y(I);TAB
     (60);BD(I)
140  NEXT I : LPRINT  : LPRINT
150  LPRINT "  M  I  J  K  S  K  U    D : LPRINT
160  FOR I=1 TO M  : H=R(0,I)
170  LPRINT I;TAB(8);R(1,I);TAB(16);R(2,I);TAB(24);R(3,I);TAB
    (33);INT(S(I));TAB(45);KK(H);TAB(60);U(H);TAB(70);DD(H)
180  NEXT I : LPRINT  : LPRINT
190  LPRINT  " S=";S : LPRINT : LPRINT
210  FOR I=1 TO N
220  FOR J=1 TO M
230  FOR K=1 TO 3
240  IF I=R(K,J) THEN S1(I,J)=S(J)
250  NEXT K,J,I
260  L=1
270  ERASE G
280  DIM HI(M),HJ(M),HK(M),A(N2,N),T(M),A1(M,N)
290  FOR I=1 TO M
300  LI=R(1,I) : LJ=R(2,I);LK=R(3,I);H=R(0,I)
310  HI(I)=H(LI)/6+H(LJ)/12+H(LK)/12
320  HJ(I)=H(LI)/12+H(LJ)/6+H(LK)/12
330  HK(I)=H(LI)/12+H(IJ)/12+H(LK)/6
340  A=(H(LI)+H(LJ)+H(LK)-BD(LI)-BD(LJ)-BD(LK))/3
350  T(I)=KK(H)*A
360  NEXT I
380  FOR I=1 TO N2
390  FOR J=I TO N
400  FOR K=1 TO M : B1=0 : B2=0 : C1=0 : C2=0
410  FOR P=1 TO 3
420  IF I=R(P,K) THEN B1=B(K,P) : C1=C(K,P)
430  IF J=R(P,K) THEN B2=B(K,P) : C2=C(K,P)
440  NEXT P
450  A(I,J)=A(I,J)+(B1*B2+C1*C2)*T(K)/4/S(K)
460  NEXT K
470  NEXT J,I
500  FOR I=1 TO N2
```

```
510  FOR J=1 TO N
520  FOR K=1 TO M : H=R(0,K)
540  IF I=J THEN 570
550  IF S1(I,K)<>S1(J,K) THEN 580
560  A(I,J)=A(I,J)+S1(I,K) * U(H)/6/DT : GOTO 580
570  A(I,J)=A(I,J)+S1(I,K) * U(H)/3/DT
580  NEXT K
590  IF J<=N2 THEN A(J,I)=A(I,J)
600  NEXT J,I
630  FOR I=1 TO M : H=R(0,I)
650  A=S(I) * E(H)/3 : B=2 * U(H) * S(I)/DT
660  A1(I,R(1,I))=A+B * HI(I) : A1(I,R(2,I))=A+B * HJ(I) : A1(I,R(3,
    I))=A+B * HK(I)
670  NEXT I
680  FOR I=1 TO N2 : T(I)=0
690  FOR J=1 TO M
700  T(I)=T(I)+A1(J,I)
710  NEXT J,I
720  FOR I=N1 TO N2
730  A=(Y(I)-Y(I-1))^2+(X(I)-X(I-1))^2 : B=(X(I)-X(I+1))^2
    +(Y(I)-Y(I+1))^2
740  T(I)=T(I)+(Q1(I-1) * SQR(A)-Q1(I) * SQR(B))/2
750  NEXT I
760  FOR I=1 TO N2
770  FOR J=N2+1 TO N : T(I)=T(I)-A(I,J) * H(J) : NEXT J
780  A(I,N2+1)=T(I)
790  NEXT I
800  GOSUB 2300
810  ERASE A,T,A1,HI,HJ,HK : DIM VX(M),VY(M)
820  FOR I=N2+1 TO N3 : HC(I)=HC(I)+DH/2 : NEXT I
830  FOR I=N3+1 TO N : HC(I)=H(I) : NEXT I
835  FOR I=1 TO M : H=R(0,I)
840  VX(I)=-.5 * KK(H)/NN(H)/S(I) * (B(I,1) * HC(R(1,I))+B
    (I,2) * HC(R(2,I))+B(I,3) * HC(R(3,I)))
850  VY(I)=-.5 * KK(H)/NN(H)/S(I) * (C(I,1) * HC(R(1,I))+C
    (I,2) * HC(R(2,I))+C(I,3) * HC(R(3,I)))
860  NEXT I
870  FOR I=1 TO N2 : H(I)=2 * HC(I)-H(I) : NEXT I
890  DIM T(N2),A(N2,N),A1(M,N)
920  FOR I=1 TO N2
930  FOR J=1 TO N : A(I,J)=0
940  FOR K=1 TO M
950  B1=0 : B2=0 : C1=0 : C2=0 : H=R(0,K)
```

```
960  FOR P=1 TO 3
970  IF I=R(P,K) THEN B1=B(K,P) : C1=C(K,P)
980  IF J=R(P,K) THEN B2=B(K,P) : C2=C(K,P)
990  NEXT P
1000  A(I,J)=A(I,J)+(B1 * B2+C1 * C2) * DD(H)/4/S(K)+(VX(K) * B2+
      VY(k) * C2)/6
1010  NEXT K,J,I
1030  FOR I=1 TO N2
1040  FOR J=1 TO N : A1(I,J)=0
1050  FOR K=1 TO M
1060  IF I=J THEN 1090
1070  IF S1(I,K)<>S1(J,K) THEN 1100
1080  A1(I,J)=A1(I,J)+S(K)/12 : GOTO 1100
1090  A1(I,J)=A1(I,J)+S(K)/6
1100  NEXT K :  A(I,J)=A(I,J)+A1(I,J)/DT
1120  NEXT J,I
1140  FOR I=1 TO N2 : T(I)=0
1150  FOR J=1 TO M
1160  FOR K=1 TO 3
1170  IF I=R(K,J) THEN T(I)=T(I)+S(J) * E1(K)/3
1180  NEXT K,J
1190  FOR J=1 TO N
1200  T(I)=T(I)+A1(I,J) * CC(J)/DT
1210  NEXT J,I
1220  FOR I=N1 TO N2
1230  A=(Y(I)-Y(I-1))^2+(X(I)-X(I-1))^2 : B=(Y(I)-Y(I+1))^
      2+(X(I)-X(I+1))^2
1240  T(I)=T(I)+(Q2(I-1) * SQR(A)+Q2(I) * SQR(B))/2
1250  NEXT I
1260  FOR I=1 TO N2
1270  FOR J=N2+1 TO N
1280  T(I)=T(I)-A(I,J) * CC(J)
1290  NEXT J
1300  A(I,N2+1)=T(I)
1310  NEXT I
1330  GOSUB 2300
1335  ERASE A,A1,T,VX,VY
1350  FOR I=1 TO N2 : CC(I)=HC(I) : NEXT I
1360  FOR I=N2+1 TO N3
1370  H(I)=H(I)+DH : CC(I)+DC
1380  NEXT I
1390  LPRINT TAB(10);"tt=";L * DT;"day" : LPRINT : LPRINT
1400  LPRINT   "n   h(m)   C(mg/L)"
```

```
1405  LPRINT
1410  FOR I=1 TO N
1420  LPRINT Z1$(I);TAB(22);H(I);TAB(44);CC(I)
1430  NEXT I : LPRINT  : LPRINT
1440  IF L<L1 THEN L=L+1  : GOTO 280
1450  END
2060  DATA 0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0
2300  FOR K=1 TO N2
2310  FOR I0=K TO N2
2320  IF (ABS(A(I0,K)))>0 THEN 2370
2330  NEXT I0
2340  W=1
2360  RETURN
2370  IF I0=K THEN 2430
2380  FOR J=K TO N2+1
2390  T=A(K,J)
2400  A(K,J)=A(I0,J)
2410  A(I0,J)=T
2420  NEXT J
2430  T=1/A(K,K)
2440  FOR J=K TO N2
2450  A(K,J+1)=T*A(K,J-1)
2460  NEXT J
2470  B=N2-1
2480  IF K=N2 THEN 2550
2490  FOR I=I0 TO B
2500  FOR J=K TO N2
2510  A(I+1,J+1)=A(I+1,J+1)-A(I+1,K)*A(K,J+1)
2520  NEXT J
2530  NEXT I
2540  NEXT K
2550  FOR X=2 TO N2
2560  I=N2+1-X
2570  FOR J=1 TO B
2580  A(I,N2+1)=A(I,N2+1)-A(I,J+1)*A(J+1,N2+1)
2590  NEXT J
2595  HC(I)=A(I,N2+1)
2600  NEXT X
2610  W=0
2620  RETURN
```

符号说明及量纲

符号	说明(代表意义)	常用单位	量纲
Eh	氧化还原电位	V、mV(伏、毫伏)	V
K_x	水迁移系数		无量纲
C	溶质浓度	mg/L(毫克/升)	ML^{-3}
C_0	初始浓度	mg/L	ML^{-3}
C_b	水质标准浓度	mg/L	ML^{-3}
$\overline{C}$	相对浓度	mg/L	ML^{-3}
C_{max}	最大溶质浓度	mg/L	ML^{-3}
C_{min}	最小溶质浓度	mg/L	ML^{-3}
$C_{允}$	容许浓度	mg/L	ML^{-3}
$C_{计}$	计算浓度	mg/L	ML^{-3}
S	背景值浓度	mg/L	ML^{-3}
x_0	污染起始值	mg/L	ML^{-3}
D	弥散系数	m^2/d	L^2T^{-1}
D_m	分子扩散系数	m^2/d	L^2T^{-1}
D_n	机械弥散系数	m^2/d	L^2T^{-1}
D_L	纵向弥散系数	m^2/d	L^2T^{-1}
D_T	横向弥散系数	m^2/d	L^2T^{-1}
α_L	纵向弥散度	m	L
α_T	横向弥散度	m	L
Φ_m	分子扩散通量	$mg/m^2 \cdot d$	$ML^{-2}T^{-1}$
Φ_n	机械弥散通量	$mg/m^2 \cdot d$	$ML^{-2}T^{-1}$
P	弥散通量	$mg/m^2 \cdot d$	$ML^{-2}T^{-1}$
P	综合污染指数		无量纲
I	对流通量	$mg/m^2 \cdot d$	$ML^{-2}T^{-1}$
gradC	浓度梯度	mg/m^4	ML^{-4}
u	实际平均流速	m/d	LT^{-1}
v	渗透速度	m/d	LT^{-1}
H	地下水位	m	L
S	水位降深	m	L
S_w	井中水位降	m	L
m	含水层厚度	m	L
K	渗透系数	m/d	LT^{-1}
T	导水系数	m^2/d	L^2T^{-1}
μ	给水度		无量纲
n	有效孔隙度		无量纲
ρ	水的密度	kg/m^3	ML^{-3}

符号	说明(代表意义)	常用单位	量纲
q	单位涌水量(单宽流量)	m^2/s	L^2T^{-1}
q_c	单宽溶质通量	mg/d·m	$MT^{-1}L^{-1}$
Q	流量、水量、开采量	m^3/d	L^3T^{-1}
ϵ	垂向水量补给(消耗)强度	m/d	LT^{-1}
W_C	溶质源汇项	mg/L	ML^{-3}
CEC	土壤交换容量	meg/100g 土	
SAR	水的钠吸附比		无量纲
DO	溶解氧	mg/L	ML^{-3}
COD	化学需氧量	mg/L	ML^{-3}
BOD	生物需氧量	mg/L	ML^{-3}
M	溶解性总固体(矿化度)	mg/L	ML^{-3}
SS	悬浮固体	mg/L	ML^{-3}
β	分配系数		无量纲
K_d	分布系数		无量纲
R_d	迟后因子(阻滞因子)		无量纲
L	运移距离	m	L
r	径向距离	m	L
θ、φ	角度或倾角	度	
x,y,z	坐标	m	L
t	时间	min、h、d(分、时、天)	T
x_i	变量		
Δx、Δy	空间步长	m	L
Δt	时间步长	min、h、d	T
i,j	序号，节点号		
$\triangle$	三角形单元面积	m^2	L^2
$\varphi(x,y)$	基函数(权函数)		无量纲
C_i,C_j,C_k	节点浓度	mg/L	ML^{-3}
P_f	某污染物等标污染负荷		无量纲
K_i	某污染物等标污染负荷比		无量纲
W	权值(权重)		无量纲
P_i	单项污染指数		无量纲
B	阻水系数	h、d	T
P	地下水压	N(牛顿)	MLT^{-2}

主要参考文献

〔1〕林年丰、李昌静、钟佐燊(统编)、田春声等编　环境水文地质学，地质出版社，1990
〔2〕杨忠耀　主编　环境水文地质学，原子能出版社，1990
〔3〕李昌静、卫钟鼎编著　地下水水质及其污染，中国建筑工业出版社，1983
〔4〕沈照理(主编)　水文地质学，科学出版社，1985
〔5〕水文地质工程地质司编　水文地质工程地质选辑(20)，环境水文地质问题，地质出版社，1984
〔6〕全国环境水文地质学术讨论会论文选编组　环境水文地质理论及方法研究，地质出版社，1987
〔7〕孙昌仁主编　中国环境地质研究，科学出版社，1988
〔8〕王秉忱、陈曦(主编)　地下水水质模型，辽宁科学技术出版社，1985
〔9〕王秉忱　等编著　地下水污染、地下水水质模拟方法，北京师范学院出版社，1985
〔10〕孙讷正著　地下水污染——数学模型和数值方法，地质出版社，1989
〔11〕黑龙江省地质局第一水文地质队编著　地方病环境水文地质，地质出版社，1982
〔12〕陈静生　等编著　环境地球化学，海洋出版社，1990
〔13〕戌秋涛、翁焕新编　环境地球化学，地质出版社，1990
〔14〕南京大学地质学系编　地球化学(修订本)，科学出版社，1979
〔15〕中国科学院地球化学研究所编著　有机地球化学，科学出版社，1982
〔16〕沈照理主编　水文地球化学基础，地质出版社，1986
〔17〕薛禹群主编　地下水动力学原理，地质出版社，1987
〔18〕杨成田主编　专门水文地质学，地质出版社，1981
〔19〕房佩贤等编　专门水文地质学，地质出版社，1987
〔20〕王华东等编　水环境污染概论，北京师范大学出版社，1984
〔21〕王景华编著　水体污染，科学出版社，1985
〔22〕《环保工作者实用手册》编写组编　环保工作者实用手册，冶金工业出版社，1984
〔23〕地质矿产部　地下水标准检验方法　地质实验室，第4卷增刊，1988
〔24〕地质矿产部　城市环境水文地质工作规范(DZ55-87)，中国标准出版社，1988
〔25〕薛禹群　谢春红　编著　水文地质学的数值法，煤炭工业出版社，1980
〔26〕李俊亭主编　地下水数值模拟，地质出版社，1989
〔27〕楼世博　模糊数学，科学出版社，1983
〔28〕邓聚龙著　灰色系统理论教程，华中理工大学出版社，1990
〔29〕刘巨洪等编　BASIC 语言程序库，清华大学出版社，1983
〔30〕〔美〕I・Javandel 等著，林学钰等译　地下水运移数学模型手册，吉林科学技术出版社，1985
〔31〕〔前苏〕Ф・Й・丘丘诺娃等著，张先起译　防止地下水污染的水质预测，地质出版社，1985
〔32〕〔前苏〕H・И・普洛特尼科夫等著　汪东云译　环境保护的水文地质问题，地质出版社，1988
〔33〕〔加〕R・A 弗里泽、J・A・彻里著，吴静方译　地下水，地震出版社，1987
〔34〕〔日〕藤田四三雄著，谢家恕译　水与环境，河南科学技术出版社，1982
〔35〕Fried, J. J., Groundwater Pollution, Developments in Science, No. 4, 1975
〔36〕Bear, J., Hydraulics of Groundwater, McGraw-Hill, Mew York, 1979
〔37〕Gelhar, L. W. and J. L. Wilson, Groundwater Quality Modeling, Ground Water, Vol. 12, 399, 1974
〔38〕Gorelick, S. M., A model for managing sources of groundwater pollution, Water Resour. Res, Vol. 18. No. 4, 1982